

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Adequabilidade da Charneca do Infantado
para o gato-bravo (*Felis silvestris*) e
influência da presença do gato doméstico
(*Felis catus*)**

Tiago Filipe Crispim Mendes

MESTRADO EM BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO

2014

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Adequabilidade da Charneca do Infantado para
o gato-bravo (*Felis silvestris*) e influência da
presença do gato doméstico (*Felis catus*)**

Dissertação de Mestrado orientada por:

Prof. Doutora Margarida Santos-Reis
(Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa)

Tiago Filipe Crispim Mendes

MESTRADO EM BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO

2014

O presente estudo foi realizado no âmbito de dois projectos:

- a) Um protocolo de pesquisa estabelecido desde 2007 entre a Companhia das Lezírias, S.A. (CL) e o Centro de Biologia Ambiental (CBA), uma unidade de pesquisa e desenvolvimento da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa (FCUL).
- b) Projecto LTER Montado (FCT - LTER/BIA-BEC/0048/2009), uma plataforma de pesquisa sócio-ecológica de longo prazo para o Montado.



Agradecimentos

A realização deste trabalho só foi possível mediante todo o apoio que recebi. Desta forma quero agradecer:

À Professora Doutora Margarida Santos-Reis por ter aceite orientar a minha tese de mestrado, pelas importantes sugestões para melhorar o meu trabalho e por todo o apoio e disponibilidade demonstrada.

À Paula Gonçalves e à Sandra Alcobia, porque se “quem tem uma mãe tem tudo e quem não tem é órfão”, eu com duas extra, tive mesmo tudo! Por tudo o que me deram, têm aqui um “Ranger” à vossa disposição!

Ao Miguel Rosalino, por todas as dicas, opiniões e prestabilidade.

À Catarina, ao Dário, à Laura, à Joana e ao Rafael, por toda a ajuda, companhia e momentos bem passados durante este último ano.

Ao pessoal da Companhia das Lezírias: Eng.º Rui Alves, por ter aceite a minha proposta de trabalho, permitindo assim a realização desta tese; ao Eng.º Jorge Simões, pela simpatia e disponibilidade; ao Sr. Zé Luís, por todas as dicas e bons momentos de conversa; ao Dr. António Farrim, por toda a ajuda e disponibilidade com os assuntos veterinários e pelo companheirismo demonstrado; a todos os guardas, por toda a boa disposição e prestabilidade; ao Sr. Marinho, incansável a abrir a cancela; ao Sr. Anastácio, pelos alegres “bons dias” que me dava diariamente; ao Sr. José Custódio, por toda a ajuda; ao Sr. José Cândido, pela permanente boa disposição; à Livia, por toda a simpatia e prestabilidade; e a toda a equipa d’A Coudelaria, pelos maravilhosos pregos e boa disposição.

À Extruditas, ao Casimiro e ao “O JEEP”, que, embora com personalidades bem vincadas e nem sempre fáceis de lidar, foram fundamentais ao longo deste ano.

A todos os meus amigos, em especial à Cláudia Guerreiro e ao Rúben Pires, que ao longo de todo este processo sempre demonstraram o seu apoio, muitas vezes com a típica pergunta - “então, e como vão os gatos?”

Um especial agradecimento ao Gonçalo Santos, companheiro de luta do início ao fim. Obrigado por todos os momentos, os bons, os maus, os de alegria, os de frustração, os de aventura, os péssimos, os de companheirismo, os inesquecíveis... Aprendemos muito com eles ao longo deste ano. Fica uma grande amizade!

Por último, aos meus pais e à minha irmã, por tudo aquilo sempre me deram, por todas as portas que me abriram e caminhos que deixaram percorrer, pela compreensão, ajuda e força demonstradas nas situações mais complicadas. A eles dedico este trabalho!

Resumo / palavras-chave

A redução dos valores de biodiversidade que se têm registado um pouco por todo o mundo, é, sobretudo, resultado de vários fenómenos e factores decorrentes das actividades humanas. No presente estudo foram avaliados factores que possivelmente influenciam a persistência do ameaçado Gato-bravo Europeu num contexto de uma paisagem de Montado altamente intervencionada no centro de Portugal (Charneca do Infantado - Companhia das Lezírias). Entre os vários factores que afectam esta espécie, a perda e transformação de habitat, bem como a hibridação introgressiva com a congénere doméstica são comumente reconhecidas como as principais ameaças. Embora não existam registos recentes da presença de gato-bravo na Charneca do Infantado, esta área é actualmente ocupada por uma grande população de gatos ferais, composta por gatos domésticos selvagens e híbridos de primeira geração. Estas evidências, alinhadas com um processo de certificação florestal que exige que se considerem os impactos das actividades florestais em espécies ameaçadas, motivou o interesse em avaliar o potencial da área para a recuperação/recolonização pelo gato-bravo e o eventual papel do gato doméstico em tal processo. Para atingir este objectivo, avaliou-se a adequabilidade do habitat com base nos requisitos do gato-bravo e avaliou-se o estatuto populacional do género *Felis* na área de estudo. O mapa de adequabilidade do habitat projectado revelou a existência de poucas áreas adequadas, sendo estas altamente fragmentadas. Quanto ao estatuto da população, os nossos resultados de armadilhagem-fotográfica confirmaram a ausência do gato-bravo e a existência de uma abundante população de gatos ferais, apresentando a maioria características fenotípicas híbridas. Além disso, uma análise dos padrões de uso do espaço pelos gatos ferais, através de um modelo de ocupação, previu uma ocupação média de 37,4% para os locais de armadilhagem, sendo a presença do gato feral predominantemente associada a níveis elevados de abundância de coelho-bravo. A elevada conformidade entre os resultados obtidos com o modelo de adequabilidade para o gato-bravo e as estimativas de ocupação esperada para os gatos ferais, sugere que este último se comporta como a congénere selvagem na área de estudo, possivelmente ocupando um nicho ecológico semelhante. Com base nos nossos resultados, recomendamos a implementação de medidas de controlo da população doméstica e a aplicação de medidas de gestão que visem promover a conectividade do habitat.

Palavras-chave:

Felídeos; Adequabilidade de Habitat; Modelos de ocupação; Conservação; Práticas de gestão

Summary / keywords

The reduction of biodiversity values which have registered all over the world, was mainly a result of various phenomena and factors arising from human activities. In the present study we assessed factors possibly influencing the persistence of the endangered European wildcat within a context of a highly managed Montado landscape in central Portugal (Charneca do Infantado - Companhia das Lezírias). Among the various factors that affect this species, habitat loss and transformation as well as the introgressive hybridization with the domestic counterpart are commonly acknowledged as the main threats. Although there are no recent records of wildcat presence in the Charneca do Infantado, this area is currently occupied by a large population of feral cats composed by wild-living domestic cats and first generation hybrids. These facts, aligned with a forest certification process, aimed at evaluating the impacts of forestry activities in threatened species, motivated the interest in assessing the potential of the area for the recovery/recolonization by the wildcat and the eventual role of the domestic cat in such process. In order to attain this objective, we evaluated local habitat suitability based on wildcat's requirements and assessed the population status of the genus *Felis* in the study area. The projected habitat suitability map revealed few and highly fragmented suitable areas, covering only a small proportion of the farmstead landscape. As for the population status, our camera-trap surveys confirmed the absence of wildcat and the existence of an abundant feral cat population, commonly exhibiting characteristic hybrid phenotypic traits. Furthermore, an analysis of feral cats' use of space patterns within an occupancy framework predicted a mean estimated occupancy of 37.4% for each trap site, being feral cat presence predominantly associated with higher levels of European rabbit abundance. The high degree of conformity found between the results obtained with the suitability model for the wildcat and the expected occupancy estimates for feral cats, suggests that the latter behaves as the wild counterpart in the study area, possibly occupying a similar ecological niche. Based on our findings we recommend the implementation of control measures targeting the domestic population and the execution of management actions aimed to promote habitat connectivity.

Keywords:

Felidae; Habitat suitability; Occupancy Models; Conservation; Management practices

Índice

Agradecimentos	ii
Resumo / palavras-chave	iii
Summary / keywords.....	iv
1. Introdução	1
1.1. A actividade humana e impactos na biodiversidade	1
1.2. Carnívoros em ambientes agrícolas e agro-florestais	2
1.3. O gato-bravo enquanto modelo e o impacto das populações ferais.....	3
1.3.1. Descrição e ecologia da espécie.....	3
1.3.2. Distribuição e estatuto de conservação	5
1.4. Objectivos e hipóteses em teste	7
2. Área de estudo.....	9
2.1. Caracterização geográfica, climática e do uso do solo	9
2.2. Situação actual do género <i>Felis</i> na Charneca do Infantado	10
3. Material e métodos.....	12
3.1. Mapa de adequabilidade.....	12
3.1.1. Selecção do método	12
3.1.2. Variáveis seleccionadas	12
3.1.3. Construção do modelo	16
3.2. Avaliação do estatuto populacional	17
3.2.1. Armadilhagem	17
3.2.2. Armadilhagem fotográfica	17
3.2.3. Armadilhagem por caixa	18
3.2.4. Caracterização fenotípica para detecção de híbridos	19
3.2.5. Modelos de ocupação	20
4. Resultados	24
4.1. Mapa de adequabilidade.....	24
4.2. Avaliação da situação populacional	26
4.2.1. Armadilhagem fotográfica	26
4.2.2. Armadilhagem por caixa	27
4.2.3. Caracterização fenotípica para detecção de híbridos	28
4.2.4. Modelo de ocupação	30
4.2.5. Modelo de adequabilidade do habitat Vs. Modelo de ocupação	32
5. Discussão	34

5.1.	Adequabilidade da área para espécie	34
5.2.	Situação populacional actual	35
5.3.	Considerações finais.....	37
6.	Referências bibliográficas	40
ANEXOS.	50

Índice de Figuras

Figura 1 - Localização da Companhia das Lezírias, com destaque para os limites e usos do solo actuais na Charneca do Infantado.....	9
Figura 2 - Localização das estações de foto-armadilhagem e das armadilhas em cada sessão de armadilhagem de caixa.	18
Figura 3 - Comparação entre os sete principais caracteres de pelagem (7PS) que distinguem um gato-bravo de um gato doméstico “tabby”.	20
Figura 4 - Representação espacial das variáveis utilizadas para a criação do mapa de adequabilidade segundo o IA.	24
Figura 5 - Mapas de adequabilidade do habitat para os quatro cenários abordados.	25
Figura 6 - Localização das estações de armadilhagem fotográfica assinalando o respectivo número de registos de gatos e de indivíduos, e a taxa de registos/100 noites.....	27
Figura 7 - Mapeamento de todas as localizações onde foi realizada a armadilhagem fotográfica, localização e número de indivíduos registados do género <i>Felis</i>	28
Figura 8 - Pontuações médias fenotípicas obtidas pelos indivíduos do género <i>Felis</i> caracterizados segundo os 7PS.	30
Figura 9 - Comparação dos resultados obtidos com o mapa de adequabilidade e com o modelo de ocupação.	33

Índice de Tabelas

Tabela 1 - Descrição dos usos do solo considerados, e o respectivo valor de IA atribuído, função da informação obtida bibliograficamente.	14
Tabela 2 - Ponderação atribuída a cada variável considerando os quatro cenários de adequabilidade do habitat testados.	16
Tabela 3 - Descrição das variáveis seleccionadas para explicar a ocupação da CL por gatos. ...	21
Tabela 4 - Amplitude, média e desvio padrão dos valores de adequabilidade de cada cenário.	25
Tabela 5 - Registo de capturas de carnívoros nas três sessões de armadilhagem de caixa e respectivas taxas de captura.	28
Tabela 6 - Padrões de pelagem e número de indivíduos registados.	29
Tabela 7 - Hipóteses testadas e estimativas dos parâmetros do modelo médio de adequabilidade.	31

Índice de Anexos

Anexo I - Representação global do corredor de conectividade implementado na Charneca do Infantado.	50
Anexo II - Protocolo para armadilhagem de gatos na Companhia das Lezírias.	51
Anexo III - Registo de captura	56
Anexo IV - Exemplos dos vários padrões “tabby” registados	57

1. Introdução

1.1. A actividade humana e impactos na biodiversidade

A redução dos valores de biodiversidade que se têm registado um pouco por todo o mundo, particularmente nas últimas décadas, é, sobretudo, resultado de vários fenómenos e factores decorrentes das actividades humanas. Estes fenómenos, como é o caso do aquecimento global ou da fragmentação, perda e transformação de habitats, geram novos ambientes hostis para muitas espécies selvagens (Tilman et al. 2002; Benton et al. 2003; Thomas et al. 2004; Shepherd & Whittington 2006; Parmesan 2006; Theuerkauf et al. 2007). No caso da fragmentação dos habitats, uma das principais ameaças à vida selvagem na Europa, são criadas barreiras que levam à redução das oportunidades de dispersão e do fluxo genético (Jackson & Fahrig 2011).

Os impactos na vida selvagem, resultantes das actividades humanas, têm sido alvo de amplas discussões em vários sectores da sociedade, sem que, contudo, se tenha chegado um consenso geral sobre a melhor forma mitigar esses efeitos (Piñeiro et al. 2012).

Durante vários séculos as actividades humanas, em especial a agricultura e a produção florestal, têm moldado as paisagens Europeias. As actividades agrícolas e florestais variam amplamente entre os usos tradicionais e de reduzida intensidade, em solos pobres, e a produção intensiva, em solos férteis. Neste último caso são várias as ameaças associadas à perda e fragmentação de habitat, as quais podem afectar a biodiversidade (Tilman 1999). Por outro lado, os mosaicos de habitats criados pelos usos tradicionais da terra apresentam benefícios para a biodiversidade em geral, existindo inclusivamente espécies dependentes destas áreas seminaturais (Paracchini et al. 2008).

Um dos habitats mais exclusivos e característicos da região Mediterrânica é o montado, de sobreiro (*Quercus suber*) e/ou azinheira (*Quercus rotundifolia*) (Blondel & Aronson 1999). Criado para otimizar o uso do solo em condições edafoclimáticas desfavoráveis, este ecossistema é o resultado da remoção de matos e do desbaste selectivo da original e densa floresta de carvalho. Os matos, que germinam com frequência, são mantidos a reduzidas densidades, quer por acção do pastoreio quer com o recurso a meios mecânicos (Pinto-Correia & Mascarenhas 1999), contudo, é possível encontrar manchas densas nos locais de menor acessibilidade. O resultado, um complexo mosaico que forma paisagens tipo savana, com árvores dispersas, matos e pastagens, é o palco de um complexo sistema agro-silvo-pastoril (Aronson et al. 2009), capaz de proporcionar condições ecológicas adequadas para variadas

espécies, sendo reconhecido como um tipo de exploração agro-florestal de elevado valor natural (Paracchini et al. 2008).

Embora a investigação realizada nestes sistemas sobre a influência das opções e práticas de gestão na biodiversidade esteja a aumentar, poucos são os estudos com foco na comunidade de mamíferos e em especial na de carnívoros (Gonçalves et al. 2011b).

Outro factor ligado à acção humana, e com influência na redução dos valores de biodiversidade, é a introdução de espécies exóticas (Atkinson 1996). Estas acções, ao alterarem a composição das comunidades existentes, acabam por influenciar as relações interespecíficas previamente estabelecidas. No caso da introdução de carnívoros, aspectos como o aumento da competição interespecífica e da predação, bem como a promoção da hibridação e da transmissão de doenças, acarretam efeitos severos nas espécies indígenas (MacDonald & Thom 2001).

Na tentativa de minimizar estes impactos e planear estratégias de conservação para as espécies selvagens, é necessário saber não só onde estas ocorrem mas também onde poderiam ocorrer (Peterson & Dunham 2003). Neste sentido, os modelos de adequabilidade de habitats consistem numa forte ferramenta na detecção da ocorrência de espécies raras ou crípticas, logo difíceis de prospectar, ao permitirem prever os locais mais prováveis para a presença da espécie (Pearce et al. 2001; Fernández et al. 2006). Estes modelos, ao terem por base os requisitos essenciais à ocorrência das espécies, permitem também, através do mapeamento das variáveis de habitat, avaliar impactos resultantes de alterações do uso do solo, a detecção de áreas importantes para reintrodução/conservação e ainda a identificação de potenciais conflitos com actividades humanas (Johnson et al. 2004; Kramer-Schadt et al. 2005; Sawyer et al. 2006).

1.2. Carnívoros em ambientes agrícolas e agro-florestais

Os carnívoros, ao controlarem as densidades de espécies com efeitos nefastos para o sistema, eliminarem indivíduos menos aptos e ainda contribuírem para a conservação e regeneração da flora, quer através do controle de herbívoros quer por dispersão de sementes, desempenham um papel de extrema importância no equilíbrio e saúde dos ecossistemas (Macdonald 2009). Equilíbrio esse que pode ser afectado pela inclusão de práticas agrícolas e agro-florestais (Oehler and Litvaitis, 1996). Embora algumas espécies de carnívoros (em especial os mesocarnívoros) aparentem beneficiar com as práticas agrícolas tradicionais (Treves & Karanth 2003), outras como o urso-pardo (*Ursus actus*), o lince-ibérico (*Lynx*

pardinus) e o gato-bravo (*Felis silvestres*), especialmente sensíveis à perturbação, sofrem impactos bastante negativos nas suas populações (Stahl & Artois 1994; Delibes et al. 2000; Naves et al. 2003). O aumento dos efectivos populacionais de alguns mesocarnívoros nestas paisagens alteradas, aparenta estar relacionado com o aumento da disponibilidade de alimento, tanto pelo aumento da abundância de frutos (Rosalino & Santos-Reis 2009), como pelo aumento da abundância de roedores, consequência do aumento de sementes (Schnurr et al. 2002). Ainda neste sentido, espécies de presas como o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) e a perdiz-vermelha (*Alectoris rufa*), que beneficiam dos mosaicos criados pelas práticas tradicionais, podem também aumentar de densidade (Ferreira 2010).

Outro factor que pode estar a beneficiar os mesocarnívoros é o desaparecimento dos predadores de topo, o que leva a uma diminuição da competição por alimento, bem como dos rácios de mortalidade devido à pressão de predação. Este desaparecimento dos predadores de topo, resulta dos amplos requisitos que estas espécies apresentam em termos espaciais e da maior probabilidade de conflito com os humanos, o que leva ao aumento da sua perseguição (Prugh et al. 2008).

Embora as práticas tradicionais possam conferir vantagem a algumas espécies de carnívoros, a adopção de práticas agrícolas ou agro-florestais extensivas, como por exemplo a produção de cereais ou de florestas de produção, pode levar à redução dos efectivos populacionais, ou mesmo à extinção, de toda a comunidade de carnívoros (Andren 1994; Inchausti & Bretagnolle 2005).

1.3. O gato-bravo enquanto modelo e o impacto das populações ferais

1.3.1. Descrição e ecologia da espécie

O gato-bravo (*Felis silvestris* Schreber, 1775) é um carnívoro de médio porte com uma ampla distribuição geográfica e com várias subespécies dispersas por três continentes (África, Ásia e Europa). A subespécie europeia (*F.s. silvestris*) apresenta uma pelagem com uma cor base castanha-acinzentada ou cinzenta escura e listras negras espalhadas pela cabeça, pescoço e extremidades. Embora o padrão “tabby” encontrado nos gatos domésticos seja idêntico, estes são menores e menos robustos que a forma selvagem (Stahl & Leger 1992). A típica cauda grossa com 3 a 5 anéis negros e que termina numa ponta negra arredondada, bem como a linha dorsal negra, que termina abruptamente na base da cauda, presentes no gato-

bravo, são algumas das características físicas que o distinguem da espécie doméstica (Beaumont et al. 2001; Kitchener et al. 2005).

Solitário e territorial, o gato-bravo utiliza trilhos e caminhos para se deslocar, marcando com fezes e outros sinais as áreas que ocupa, defendendo as mesmas agressivamente de intrusos (Corbett 1979; Biró et al. 2004).

Quanto às dimensões dos seus territórios, podem variar desde 0.69 km² até mais de 50 km², sendo que os dos machos são sempre proporcionalmente maiores que os das fêmeas (Corbett 1979; Stahl & Artois 1994; Biró et al. 2004; Monterroso et al. 2009). Dependendo da região, a época de acasalamento pode ocorrer entre Janeiro e Março, dando as fêmeas à luz 3 a 4 crias cerca de dois meses depois (Stahl & Leger 1992; Nowell & Jackson 1996; Daniels et al. 2002). Embora as fêmeas possam permanecer mais tempo com as progenitoras, a dispersão dos juvenis ocorre normalmente antes da chegada do Inverno (Nowell & Jackson 1996; Sunquist & Sunquist 2002).

Ainda que tenha sido considerada durante muito tempo como uma espécie florestal (Parent 1975; Mitchell-Jones et al. 1999), na verdade o gato-bravo pode ocupar variados habitats (Stahl & Leger 1992) desde manchas florestais interpenetradas por campos abertos (Klar et al. 2008, 2012), até zonas de pastagem com matos (Lozano et al. 2003; Monterroso et al. 2009; Lozano 2010), sendo que é em ambientes de elevada heterogeneidade que se registam as maiores abundâncias (Easterbee et al. 1991; Lozano et al. 2003).

Contudo nem todos os habitats são adequados. Este é o caso dos eucaliptais, que são evitados (Cabezas-díaz et al. 2009), ou das florestas de coníferas que, embora possam ser utilizadas pela espécie (Lozano et al. 2003), não representam um habitat de eleição, especialmente se não apresentarem estrato arbustivo (Easterbee et al. 1991; Lozano et al. 2003).

Todavia, os principais factores limitantes para a ocorrência da espécie parecem ser a existência de locais de abrigo e a disponibilidade de presas (Virgós et al. 2002). Consequentemente, são sobretudo encontrados em mosaicos de habitats que integram vegetação densa, onde podem facilmente refugiar-se (matos densos, cobertos florestais ou zonas rochosas de difícil acesso), e zonas abertas onde o sucesso de captura das suas presas é maximizado (Easterbee et al. 1991; Lozano et al. 2003).

Ao proporcionar tanto abrigo como disponibilidade de presas, os matos, sobretudo na região Mediterrânica, aparentam ser um elemento chave para a espécie (Lozano et al. 2003, 2007; Monterroso et al. 2009), tornando possível a ocorrência desta mesmo em áreas agrícolas e de estepe completamente desarborizadas (Lozano 2010).

No que diz respeito à alimentação, esta pode incluir diversas categorias de presas, embora a sua dieta se baseie em roedores e coelho-bravo. É frequente a especialização neste último, sempre que as densidades do mesmo assim o permitam (especialização facultativa), o que ocorre com frequência na região mediterrânica (Malo et al. 2004; Lozano et al. 2006).

1.3.2. Distribuição e estatuto de conservação

Outrora, esta espécie era relativamente abundante e amplamente dispersa desde a Península Ibérica até ao Médio Oriente. Contudo, com especial incidência nos últimos dois séculos, tem sido alvo de uma elevada pressão antropogénica, o que conduziu a um gradual desaparecimento de muitas das suas populações (Easterbee et al. 1991; Nowell & Jackson 1996; Pierpaoli et al. 2003; Lozano et al. 2007). Como efeito directo desta situação, esta espécie apresenta actualmente um padrão de distribuição fragmentado ao longo do continente e com populações isoladas a nível regional, assim como efectivos populacionais reduzidos, sendo por isso considerada uma espécie altamente ameaçada (Stahl & Artois 1991; Stahl & Leger 1992; Nowell & Jackson 1996; Mitchell-Jones et al. 1999).

Com cerca de um quarto de toda a área de distribuição Europeia do gato-bravo, a Península Ibérica representa uma área de particular importância para a espécie, sendo um dos maiores centros populacionais da mesma a nível Europeu (Lozano 2009). Contudo, suspeita-se que a população Ibérica tenha sofrido uma regressão na ordem dos 30% ao longo de três gerações (Queiroz et al. 2006). Em Portugal, embora pouco se saiba sobre a espécie, a sua presença aparenta ser escassa e com núcleos populacionais isolados, com possíveis ausências na faixa litoral do Norte, Centro e Algarve (Pinto & Fernandes 2001). Isto leva a que seja considerada como “Vulnerável” pelo “Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal” (Queiroz et al. 2006) e como “Near Threatened” pelo “Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España” (Palomo et al. 2007). Já a nível global é incluída na categoria 5C*¹ no “Global Cat Species Vulnerability Rankings” (Nowell & Jackson 1996) e classificada como “Least Concern” pela IUCN Red List (IUCN 2013). É ainda classificada como “estritamente protegida”, tanto na Convenção de Berna como na Directiva Habitats (Directiva 92/43/CEE Do Conselho 1992).

São várias as ameaças que têm colocado em causa a viabilidade desta espécie. Em destaque encontram-se a degradação, perda e fragmentação do habitat, a caça e perseguição

*¹ As espécies são classificadas de 1 até 5a, 5b e 5c, sendo a classificação 1 a mais ameaçada.

ilegais, as mortes por atropelamento e a hibridação e partilha de habitat com o gato doméstico (*Felis silvestris catus*) (Corbett 1979; Nowell & Jackson 1996; Anile et al. 2012).

De entre estas ameaças, no início da década de 90, o Conselho da Europa em 1993 (Council Of Europe 1993) destacava a perda de habitat adequado e a perseguição humana como as de maior relevo. A perda de habitat, para além de incluir a desflorestação, elemento de influência clara na disponibilidade e qualidade do habitat, integra também a alteração do habitat no seu sentido mais amplo. Um exemplo dessa alteração é a remoção de matos como estratégia de prevenção a incêndios, prática frequente na Península Ibérica. Estas acções são consideradas como uma das principais ameaças ao gato-bravo na região (Lozano et al. 2003; Mangas et al. 2007; Sarmiento et al. 2009), uma vez que este é um elemento fundamental na paisagem para a presença da espécie (Lozano et al. 2003, 2007; Monterroso et al. 2009). Outra forma de alteração do habitat com impactos negativos para o gato-bravo, é a urbanização e a construção de infra-estruturas tais como casas, estradas, canais de irrigação e barragens, uma vez que a espécie tende a evitar este tipo de estruturas (Stahl & Artois 1991; Council Of Europe 1993; Nowell & Jackson 1996; Klar et al. 2008). A perturbação de origem humana, que pode ocorrer mesmo em áreas rurais, por exemplo por acção de caçadores, caminhantes ou cães (Lozano & Malo 2012), é um factor limitante na ocorrência da espécie uma vez que esta tende a evitar distâncias inferiores a 900 metros de aldeias e a 200 metros de casas isoladas e estradas (Klar et al. 2008; Monterroso et al. 2009; Piñeiro & Barja 2012; Piñeiro et al. 2012).

Ainda relativamente à alteração do habitat, esta pode nem sempre ser atribuída à acção antropogénica. A elevada densidade de ungulados (veados e javalis) também apresenta um efeito negativo na ocorrência de gato-bravo, o que pode ser explicado pela redução das suas principais presas (coelho-bravo e micromamíferos) neste contexto (Lozano et al. 2007). O mesmo poderá ser extrapolado para o gado, em especial o bovino, visto que ocupa o mesmo nicho que os ungulados selvagens e ocorre normalmente em densidades mais elevadas.

Já em 2009, a IUCN (Driscoll and Nowell, 2009) apontou a introgressão e a perda de pureza genética como as principais ameaças para o gato-bravo. A hibridação, definida como o cruzamento entre indivíduos de populações geneticamente distintas (Arnold 1996), no caso do gato-bravo europeu ocorre com a subespécie doméstica (*Felis silvestris catus*). A descendência resultante deste cruzamento é fértil e capaz de procriar com ambas as subespécies (Beaumont et al. 2001; Pierpaoli et al. 2003). Consequentemente, ao longo do tempo verifica-se uma introgressão dos caracteres genéticos do gato doméstico na população selvagem, o que coloca em causa a integridade genética da mesma (Stahl & Artois 1991; Hubbard et al. 1992; Nowell & Jackson 1996; Daniels & Corbett 2003; Pierpaoli et al. 2003; Hertwig et al. 2009).

Fenómenos de hibridação introgressiva de longa duração foram demonstrados para a população da Escócia (Beaumont et al. 2001; Pierpaoli et al. 2003) e da Hungria, embora nesta última em menor grau (Lecis et al. 2006). Contudo, foram vários os estudos que detectaram introgressão em populações europeias (Lecis et al. 2006; O'Brien et al. 2009; Hertwig et al. 2009; Eckert et al. 2010). O fenómeno de hibridação foi também detectado em Portugal, ainda que sugerindo níveis relativamente reduzidos de introgressão (até 12%) (Oliveira et al. 2008a, 2008b). Contudo, Lozano e Malo (2012) defendem que o fenómeno de hibridação, e a resultante introgressão, parece ser uma consequência e não a causa do declínio populacional pois, quando uma população de gato-bravo se torna tão diminuta ao ponto de dificultar o encontro entre parceiros sexuais, a procriação com os seus parentes domésticos surge como opção e, uma vez presentes numa população, os indivíduos híbridos irão favorecer os cruzamentos subsequentes (Germain et al. 2008).

Todavia, a problemática dos gatos ferais vai muito para além dos problemas de introgressão. Bastante difundido por todo o mundo, o gato doméstico é um dos carnívoros com maior área de distribuição na actualidade. Para tal contribuiu não só o processo de domesticação, que lhe permitiu adaptar-se aos meios urbanos, mas também a sua elevada plasticidade ecológica, trófica e comportamental, que lhe conferem vantagem em variados tipos de habitat (Artois et al. 2002), com efeitos negativos para efectivos populacionais de várias espécies de presas (Kirkpatrick & Rauzon 1986; Furet 1989). Além disso, a promiscuidade inerente ao modo de vida dos numerosos grupos familiares e ao contacto entre estes, reflecte-se numa elevada disseminação de doenças (Artois et al. 2002) que pode, em caso de hibridação, afectar o gato-bravo (McOrist et al. 1991). No caso de se verificar uma sobreposição de áreas vitais entre as duas espécies, a competição alimentar é outro factor que pode prejudicar o gato-bravo (Biró et al. 2005), uma vez que as preferências alimentares de ambas são idênticas (Malo et al. 2004).

1.4. Objectivos e hipóteses em teste

Tendo em conta o reduzido conhecimento existente sobre o gato-bravo e da sua congénere doméstica no contexto da Companhia das Lezírias (CL) e sendo a primeira uma espécie prioritária em termos de conservação (Directiva 92/43/CEE Do Conselho 1992), espera-se, com este estudo, contribuir de forma significativa para o aumento do conhecimento sobre ambas as espécies no local, bem como, para a elaboração de uma estratégia local de

conservação da espécie selvagem incluindo o controlo da congénere doméstica. Para tal, foram delineados dois objectivos principais:

- 1) Avaliar a adequabilidade do habitat para o gato-bravo na Charneca do Infantado, de forma a fornecer o conhecimento necessário para que se proceda a uma melhor gestão do habitat e dos recursos essenciais à espécie.
- 2) Confirmar a situação populacional local das formas selvagem e doméstica e identificar os factores promotores da mesma. Complementarmente, pretendeu-se averiguar a extensão do fenómeno de hibridação, recentemente descrito no local.

Tendo em conta os objectivos definidos, as hipóteses a testar são:

- 1) A Charneca do Infantado apresenta potencial para albergar uma população de gato-bravo.
- 2) Está presente na Charneca do Infantado uma numerosa população de gatos ferais, assim como alguns indivíduos da forma selvagem.
- 3) O fenómeno de hibridação é recorrente na área de estudo.

2. Área de estudo

2.1. Caracterização geográfica, climática e do uso do solo

A Charneca do Infantado, localizada a 40 km a nordeste de Lisboa (Fig. 1), é parte integrante da Companhia das Lezírias que, com uma área total de cerca de 18,000 ha, é a maior exploração agro-pecuária e florestal existente em Portugal (Companhia das Lezírias 2014a).

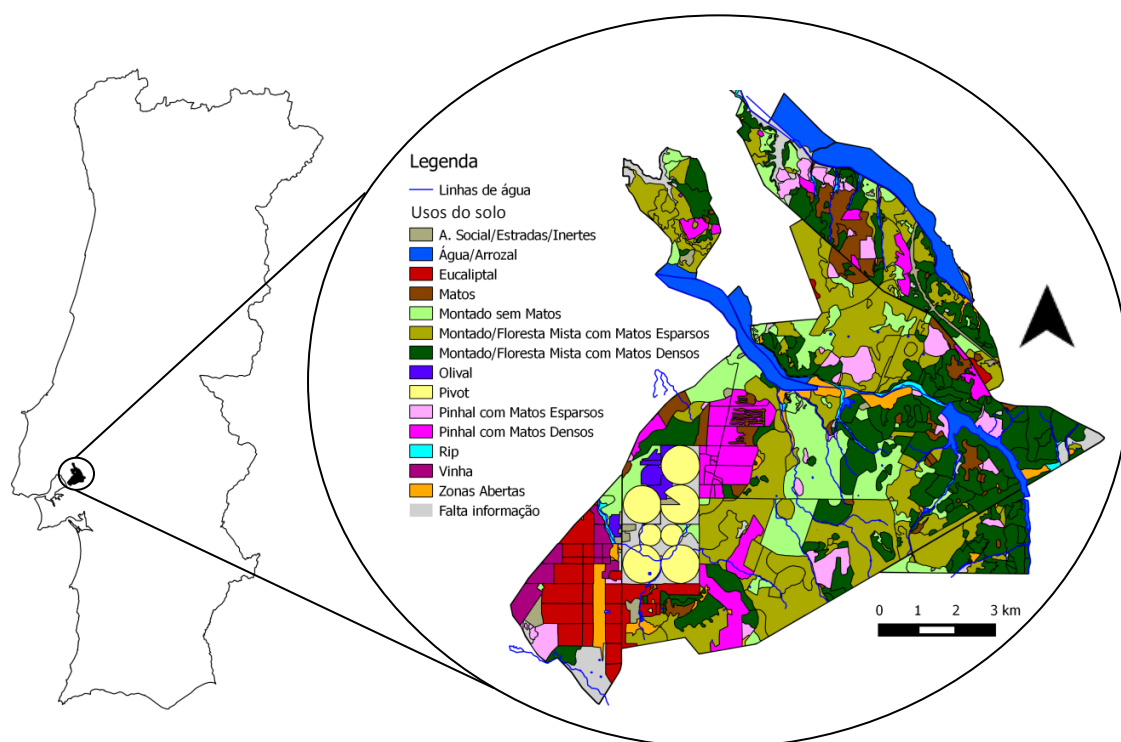


Figura 1 – Localização da Companhia das Lezírias, com destaque para os limites e usos do solo actuais na Charneca do Infantado.

Dominada por um clima tipicamente Mediterrânico, com verões quentes e secos e invernos amenos e chuvosos, a Charneca do Infantado é caracterizada por solos arenosos ou franco-arenosos pobres com drenagem deficiente e uma vegetação predominantemente arbustiva. O declive é maioritariamente suave, com elevações que variam entre 1 m perto de cursos de água e cerca de 50 m no local mais elevado. Para além do montado de sobre (*Quercus suber*), principal uso do solo (6,700 ha), inclui áreas de pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*) (1,100 ha), pinheiro-manso (*Pinus pinea*) (500 ha) e eucalipto (*Eucalyptus globulus*) (150 ha). Quanto às práticas agrícolas, são representadas por olivais, campos de arroz e áreas

de irrigação para produção de forragem. Estão também presentes vários cursos de água intermitentes (mais de 35 km), que só levam água durante os invernos, quando os níveis de precipitação são elevados. A densidade e a altura da vegetação ripícola é altamente variável, sendo maioritariamente representada por faixas de *Rubus* sp. (Gonçalves et al. 2011b). Está contudo presente um troço de 11 km (ribeira de Vale Cobrão) que exhibe um estrato arbóreo e arbustivo denso e totalmente desenvolvido com espécies características de ripícolas, como por exemplo salgueiros (*Salix alba*), freixos (*Fraxinus angustifolia*), amieiros (*Alnus glutinosa*) e espinheiros (*Crataegus monogyna*), sendo este o único curso de água permanente (Ferreira & Aguiar 2006).

No período compreendido entre Setembro/Outubro e Fevereiro/Março o gado, criado em regime biológico, está presente em grande parte da área florestada (5.500 ha) com taxas de encabeçamento que variam de 0,5 a 1,1 cabeças / ha. Contudo, as áreas de floresta mista com elevada densidade arbustiva encontram-se vedadas ao pastoreio (Gonçalves et al. 2011b).

Com o intuito de repor a conectividade entre áreas de elevada diversidade e abundância de mamíferos e áreas com reduzidos índices de abundância na Charneca do Infantado, foram recentemente (2011) implementadas medidas mitigação como a instalação de um sistema de corredores ecológicos (“sebes vivas”) utilizando espécies nativas e o restauro de linhas de água (Anexo I) (Gonçalves et al. 2011a).

Actualmente a CL encontra-se incluída na Rede LTER-Portugal (Long-Term Ecological Research), mais propriamente no Sítio LTER – Montado, constituindo um espaço privilegiado para estudos ecológicos de longo prazo relacionados com a estrutura e funcionamento do sistema montado (<http://www.lterportugal.net>).

Pese embora existam apenas 5 casas habitadas no interior da área de estudo a perturbação antropogénica é uma constante, uma vez que se trata de uma área bastante intervencionada devido á diversificada e intensiva exploração de recursos. Estão também próximos da área dois núcleos populacionais, Porto Alto a Norte e Santo Estevão a Este, e ainda o Campo de Tiro de Alcochete a Sul.

2.2. Situação actual do género *Felis* na Charneca do Infantado

A Charneca do Infantado, incluída na área de distribuição histórica do gato-bravo, abarca zonas de habitat adequado (vegetação mediterrânica densa) à presença deste. Ainda que não existam registos actuais da presença de gato-bravo na CL, aparentando este estar localmente extinto, estas evidências não decorrem de uma estratégia de amostragem

direccionada para a espécie. Contudo, esta área é actualmente ocupada por uma numerosa população de gatos ferais, com evidências claras de hibridação com a congénere selvagem, uma vez que foram recentemente capturados três híbridos de primeira geração (dados genéticos não publicados – C. Fernandes, com. pess.). Estes dados sugerem a presença de indivíduos da espécie selvagem em áreas suficientemente próximas para permitir os cruzamentos (Gonçalves et al. 2011b).

Visando a obtenção da certificação florestal FSC (Forest Stewardship Council), que tem como um dos princípios a “existência de salvaguardas que protejam as espécies raras, ameaçadas ou em perigo de extinção e os seus habitats” (Forest Stewardship Council 1996), a CL integra na sua estratégia de “Coordenação da Produção Florestal e dos Recursos Silvestres” uma secção destinada à conservação do gato-bravo, onde inclui uma maior fiscalização da actividade cinegética, a avaliação de impactos de novos empreendimentos e a construção de passagens adequadas para a fauna. É também objectivo, a manutenção do matagal mediterrânico e dos habitats florestais, bem como o controlo dos gatos ferais, a aquisição de um maior conhecimento sobre população actual e a realização de campanhas de sensibilização (Companhia das Lezírias 2014b).

Estes factos, alinhados com o facto de esta se tratar de uma área dominada por montado, habitat de interesse comunitário (Anexo I da Directiva Habitats)(Directiva 92/43/CEE Do Conselho 1992), leva a que a Charneca do Infantado seja o local indicado para avaliar a adequabilidade da área para a espécie e o eventual papel da presença do gato doméstico na recuperação/recolonização da área pelo gato-bravo.

3. Material e métodos

3.1. Mapa de adequabilidade

3.1.1. Selecção do método

O método escolhido para a criação do mapa de adequabilidade da CL para o gato-bravo foi o “weighted overlay”, que utiliza uma escala de valores comum a todas as variáveis, de forma a criar uma análise integrada (ESRI 2011). Para implementar esta técnica é necessário reunir um vasto conjunto de informações sobre as variáveis que exercem influência na ocorrência da espécie alvo. Uma vez que não existem estudos prévios sobre a ecologia da espécie na área de estudo, a selecção dessas variáveis foi realizada tendo por base uma análise bibliográfica com ênfase na região Mediterrânica centrada em três requisitos base: alimento, abrigo e tranquilidade.

A todas as variáveis foi atribuída uma classificação de 0 a 2 de acordo com a adequabilidade de cada parâmetro para a ocorrência de gato-bravo (índice de adequabilidade – IA), onde “0” representa reduzida adequabilidade, “1” adequabilidade moderada e “2” elevada adequabilidade. Sempre que o tipo de dados assim o justificasse, foi empregue uma classificação contínua.

3.1.2. Variáveis seleccionadas

- Abundância de presas

A nível da alimentação as variáveis escolhidas foram a abundância de pequenos mamíferos (Corbett 1979; Sarmiento 1996; Silva et al. 2013a) e de coelho-bravo (Malo et al. 2004; Lozano et al. 2006) (Corbett 1979; Malo et al. 2004; Biró et al. 2005; Lozano et al. 2006; Monterroso et al. 2009; Silva et al. 2013a, 2013b), presas de eleição para a espécie.

Para considerar a distribuição e abundância de pequenos micromamíferos foram utilizados os resultados de armadilhagem de projectos anteriormente realizados no local. Nesses estudos, a abordagem seguida consistia num esquema de amostragem estratificada, tendo sido seleccionadas 57.3% das células, cada uma representando um dos seis tipos de uso do solo mais importantes na área de estudo. O número de células amostradas para cada tipo de uso do solo, foi proporcional à área que este ocupava na área de estudo (Gonçalves et al.

2011b). Dada a inexistência de dados contínuos no espaço para a totalidade da área de estudo, foi calculada uma média da abundância por cada tipo de uso do solo.

A abundância relativa de coelho-bravo foi avaliada em 2 épocas distintas (Outubro e Maio). A abordagem seguida consistiu na divisão da área de estudo em quadrículas de 1x1 km, nas quais se definiu um transecto de 500 metros para contagem do número de latrinas (mínimo de 20 dejectos) (Monterroso et al. 2010). Os dados foram convertidos em Índices Quilométricos de Abundancia (IQA) para cada transecto, que serviram de base à interpolação de valores para a totalidade da área de estudo através do método de *kriging* (Oliver & Webster 1990).

O mapa de interpolação foi posteriormente transformado em valores de adequabilidade. O intervalo de valores de IQA de “0” e \geq “61” foi transformado numa escala de 0 a 2 para o IA, correspondendo “0” a “0” e “61” a “2”. Aos valores de IQA superiores a “61” (valor médio + 2 desvios padrão) foi atribuído o valor de IA “2”, de forma a evitar o efeito dos valores extremos.

- Distância às galerias ripícolas

As galerias ripícolas apresentam uma significativa relevância ecológica para os carnívoros, podendo oferecer tanto alimento como abrigo em áreas não florestadas (Klar et al. 2008; Matos et al. 2009). Quanto ao gato-bravo, são vários os estudos (Lozano et al. 2003; Klar et al. 2008; Monterroso et al. 2009) que demonstraram a influência positiva desta variável na sua distribuição.

Esta foi então calculada para cada ponto no mapa utilizando uma matriz de distâncias com recurso ao *software* QGIS (QGIS Development Team 2014). Neste caso, os valores de IA variaram de forma contínua de “0” a “1” no intervalo entre a distância máxima e os 200 metros respectivamente e também de forma contínua de “1” a “2” entre as distâncias entre 200 e 0 metros respectivamente. A selecção da distância de 200 metros tem por base os resultados de Klar e colaboradores (2008), onde esta foi a distância média registada entre observações de gato-bravo e o curso de água mais próximo.

- Uso do solo

O tipo de uso do solo é uma das variáveis mais importantes na distribuição do gato-bravo (Lozano & Malo 2012). Para a obtenção da carta com esta informação, foi realizada uma actualização de um mapa desenvolvido em 2010 (Gonçalves et al. 2011b). Esta tarefa foi executada através de prospecções no terreno incluindo toda a área de estudo ($\approx 10,000$ ha), registando-se todas as alterações observadas ao nível do uso do solo e/ou dos limites das

parcelas (Fig. 1). Os tipos de uso do solo considerados e o respectivo valor de IA atribuído encontram-se descritos na tabela 1.

Tabela 1 – Descrição dos usos do solo considerados, e o respectivo valor de IA atribuído, função da informação obtida bibliograficamente.

ID	Uso do Solo	Descrição	IA	Fonte Bibliográfica
1	Área Social/ Estradas/Inertes	Territórios artificializados; pedreiras; areias; estradas	0	Klar et al. 2008, 2009; Monterroso et al. 2009; Eichholzer 2010; Ferreira 2010
2	Água/Arrozal	Barragens; Charcos; Cultura anual de regadio com recurso a valas de irrigação	0	-
3	Eucaliptal	Área de plantação intensiva de eucalipto	1	Santos-Reis et al. 2003; Cabezas-díaz et al. 2009
4	Matos	Vegetação arbustiva com ausência de vegetação arbórea	2	Lozano et al. 2003; Mangas et al. 2007; Monterroso et al. 2009
5	Montado/Floresta Mista com Matos Densos	Montado e povoamento arbóreo e arbustivo misto (Sb, Pnb, Pnm; matos mistos) com >30% de cobertura de matos	2	Lozano et al. 2003; Mangas et al. 2007; Monterroso et al. 2009
6	Montado/Floresta Mista com Matos Esparsos	Montado e povoamento arbóreo e arbustivo misto (Sb, Pnb, Pnm; matos mistos) com <30% de cobertura de matos	1	Lozano et al. 2003; Mangas et al. 2007; Monterroso et al. 2009
7	Montado sem Matos	Montado sem cobertura de matos	1	Lozano et al. 2003; Mangas et al. 2007; Monterroso et al. 2009
8	Olival	Área de plantação intensiva ou super intensiva de olival	0	Lozano 2010
9	Pinhal com Matos Densos	Pinhal manso ou pinhal bravo com >30% de cobertura de matos	1	Easterbee et al. 1991; Lozano et al. 2003
10	Pinhal com Matos Esparsos	Pinhal manso ou pinhal bravo com <30% de cobertura de matos	1	Easterbee et al. 1991; Lozano et al. 2003
11	Pinhal sem Matos	Pinhal manso ou pinhal bravo sem cobertura de matos	0	Easterbee et al. 1991; Lozano et al. 2003
12	Pivot	Cultura anual de regadio com recurso a <i>pivot</i> de rega	0	Lozano 2010
13	Ripícolas	Vegetação ripícola	2	Lozano et al. 2003; Klar et al. 2008; Monterroso et al. 2009
14	Vinha	Área de plantação intensiva de vinha	0	Lozano 2010
15	Zonas Abertas	Zonas abertas de montado, envolvidas por densidade arbórea elevada (vegetação espontânea sem matos; várzeas) e áreas com vegetação espontânea com matos e sem diversidade arbórea	0	Lozano 2010

IA - Índice de adequabilidade; Sb - Sobreiro; Pnb - Pinheiro bravo; Pnm - Pinheiro manso

- Elementos paisagísticos

Como elementos paisagísticos com uma influência de relevo para a ocorrência da espécie, foram considerados a diversidade de habitats (Easterbee et al. 1991; Lozano et al. 2003; Monterroso et al. 2009; Silva et al. 2013b) e o declive (Monterroso et al. 2009). O primeiro foi calculado para cada ponto através do Índice de diversidade de *Shannon* (IS), utilizando a ferramenta “Land Facet Corridor Designer” (Jenness et al. 2013) do *software* ArcGIS 10.2 (ESRI 2013), sendo considerados apenas os tipos de uso do solo passíveis de ser utilizados por gatos, ou seja excluindo as áreas sociais, áreas de inertes, estradas, arrozais e água. Os valores de IA atribuídos variaram de forma contínua entre “0”, correspondente ao valor de IS mínimo, e “2”, correspondente ao valor de IS máximo.

Quanto ao declive, os dados utilizados são provenientes de um modelo digital de terreno (MDT) já existente para o local e cedido pela entidade gestora da CL. Para esta variável os valores de IA variaram de forma contínua de “0” a “2”, correspondendo o “0” ao declive mínimo e o “2” ao valor correspondente à média + dois desvios padrão do declive na área de estudo.

- Factores de perturbação

Um dos factores de perturbação considerados foi a distância a casas isoladas e estradas pavimentadas. Estes dois parâmetros foram agrupados num só, tendo por base os resultados publicados por Klar e colaboradores (2008). O valor atribuído a cada ponto no mapa foi o correspondente à distância da casa ou estrada mais próxima, calculado através de uma matriz de distâncias. Neste caso os valores de IA variaram de forma contínua de “0” a “1”, para distâncias entre os 0 e os 200 metros e também de forma contínua de “1” a “2” no intervalo de 200 metros até à distância máxima registada.

O outro factor de perturbação considerado, com base nos resultados de Lozano e colaboradores (2007), foi a pressão de pastoreio. Este foi calculado para cada parcela tendo em conta o período que determinado número de cabeças de gado (NCG) lá permaneceu, expresso como NCG/área da parcela (ha) x nº dias. Os valores de IA variaram de forma contínua de “0” a “2” entre o valor máximo e o mínimo da variável.

3.1.3. Construção do modelo

A correlação entre variáveis foi testada utilizando o coeficiente de correlação de Spearman, sendo excluída a variável ecologicamente menos significativa, quando os coeficientes de correlação entre pares ultrapassavam 0,7. Neste sentido, a variável de abundância de pequenos micromamíferos foi excluída das análises devido à elevada correlação existente com as variáveis de uso do solo.

Cada uma das variáveis foi representada num mapa (“camada”) em formato *raster* segundo os valores atribuídos de IA, com uma resolução de 10x10 metros.

Quatro cenários foram testados, assumindo diferentes relações entre as variáveis. No primeiro cenário foi dado peso igual a todas as variáveis, enquanto no segundo foi testada uma abordagem mais realista, ponderando a importância relativa de cada variável, tendo em conta o conhecimento existente sobre a espécie. Quanto ao terceiro cenário, foi dada uma importância igual aos dois principais requisitos para a ocorrência da espécie, o alimento e habitat (representado pelo uso do solo), e foram ainda incluídas as variáveis ligadas ao contexto paisagístico. Por último, no quarto cenário, foi dada especial atenção à variável de pressão de pastoreio, que foi abordada juntamente com a variável de alimento e as variáveis relacionadas com o uso do solo.

Para cada camada *raster* de entrada foi feita uma ponderação percentual, tendo por base a sua importância no cenário a testar, sendo a soma das várias camadas obrigatoriamente de 100% (Tabela 2). Cada camada foi assim multiplicada pelo valor ponderado que lhe foi atribuído e posteriormente somadas todas as camadas de forma a produzir o resultado final.

Tabela 2 – Ponderação atribuída a cada variável considerando os quatro cenários de adequabilidade do habitat testados.

Variável	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Abundância de Coelho	14,3 %	40 %	30 %	30 %
Uso do solo	14,3 %	20 %	30 %	20 %
Distância a Ripícolas	14,3 %	10 %	20 %	15 %
IS	14,3 %	15 %	20 %	15 %
Declive	14,3 %	5 %	-	-
Distância a Casas/Estradas	14,3 %	5 %	-	-
Pressão de Pastoreio	14,3 %	5 %	-	20 %

3.2. Avaliação do estatuto populacional

3.2.1. Armadilhagem

Por ser uma espécie com reduzidas densidades populacionais em Portugal, associando a isso o seu comportamento elusivo, o gato-bravo é uma espécie difícil de estudar (Nowell & Jackson 1996; Oliveira et al. 2008b). Assim sendo, um dos métodos mais eficazes e amplamente utilizado no estudo desta espécie é a armadilhagem fotográfica (Anile et al. 2009, 2012, 2014; Sarmento et al. 2009; Kilshaw & Macdonald 2011; Stefano et al. 2012; Silva et al. 2013b). A utilização de armadilhas de caixa é outro dos métodos também utilizados, embora de menor eficácia (Dötterer & Bernhart 1996; Potočník et al. 2002), sendo no entanto fundamental para permitir a recolha de amostras que permitam a validação genética de eventuais híbridos.

3.2.2. Armadilhagem fotográfica

A utilização de armadilhagem fotográfica tem demonstrado ser uma técnica altamente eficiente na detecção de animais elusivos, como é o caso da maioria dos carnívoros (O'Connell et al. 2008). Para além da reduzida perturbação na detecção de animais crípticos com hábitos inconspícuos, tem ainda a vantagem de ser de baixo custo quando comparada com outras (Zielinski et al. 1995).

A estratégia de amostragem, que teve por base a representatividade dos principais usos do solo (Sarmento et al. 2010), contou com 56 estações de foto-armadilhagem. Cada estação era composta por uma máquina fotográfica protegida por uma caixa de metal fechada com um cadeado e fixa a uma árvore (a cerca de 50 cm do solo) em trilhos ou locais de passagem frequente, de forma a maximizar o número de capturas. Quatro modelos distintos de máquinas foram utilizados (UoVision UV535 (n=24), Bushnel Trophy Cam (n=18), UoVision UV562 (n=11), e Ltl Acorn LTL-5210 (n=3)), todas equipadas com um sensor de movimento/calor de infravermelhos passivo.

As estações de amostragem encontravam-se distanciadas em média 819 m (mínimo: 450 m e máximo: 1444 m), cobrindo uma área de 5633,35 ha (polígono convexo mínimo) (Fig. 2).

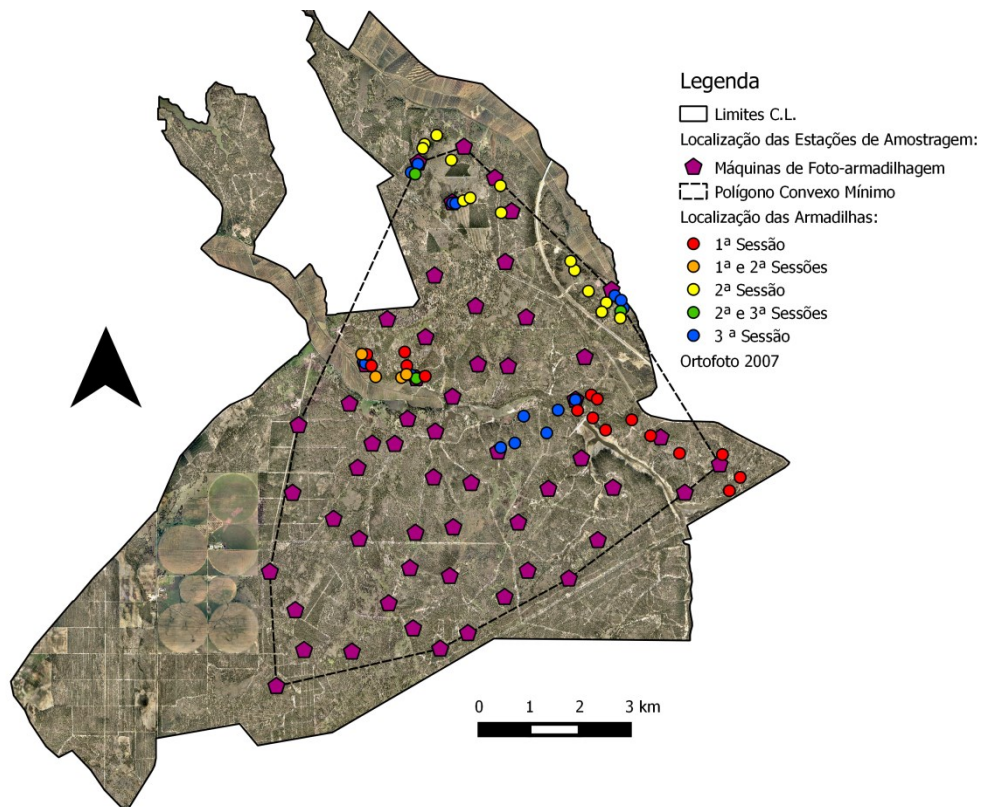


Figura 2 – Localização das estações de foto-armadilhagem e das armadilhas em cada sessão de armadilhagem de caixa.

As câmaras, digitais e munidas de um cartão de memória que permite armazenar as fotografias, foram programadas para tirar 3 fotografias consecutivas, sempre que o sensor era activado, e permaneceram operacionais continuamente entre 10/10/13 e 31/4/14, sendo verificadas pelo menos uma vez de 15 em 15 dias, para troca de cartões e pilhas.

A fim de evitar respostas comportamentais individuais, nenhum atractivo ou isco foi utilizado.

3.2.3. Armadilhagem por caixa

Tendo por base os resultados preliminares da armadilhagem fotográfica, foram seleccionadas as áreas que demonstraram uma maior intensidade de uso por parte de indivíduos do género *Felis*. Nessas áreas foram realizadas (de 19/3/14 a 23/5/14), sob a licença de captura 151/2014/CAPT emitida pelo Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF), 3 sessões de armadilhagem por caixa utilizando entre 17 e 21 armadilhas, instaladas num total de 55 locais (Fig. 2).

Foram utilizados armadilhas com duas dimensões distintas (66x24x24cm e 76x26x32cm), ambas accionadas quando um painel de metal, localizado no chão da armadilha, é pressionado. Como atractivo olfativo foi utilizada areia de gato, já usada por gatos domésticos (com urina e dejectos), e raiz de valeriana (*valeriana officinalis*) (Monterroso et al. 2011).

Para selecção dos locais de armadilhagem, e na montagem e manutenção das armadilhas, bem como no procedimento a seguir em caso de captura, foi seguido o protocolo em anexo (Anexo II).

3.2.4. Caracterização fenotípica para detecção de híbridos

Esta tarefa foi realizada tendo como principal objectivo avaliar a extensão da introgressão na área de estudo. Uma vez que existem caracteres físicos que permitem a distinção de ambas as espécies e dos seus híbridos (Kitchener et al. 2005), e tendo em conta a maior eficiência e os menores custos da armadilhagem fotográfica quando comparada com outras técnicas (Zielinski et al. 1995; O'Connell et al. 2008), optou-se pela utilização dos registos fotográficos de gatos nesta tarefa.

Perante as reduzidas densidades, e com o objectivo de aumentar a amostragem, para além dos registos fotográficos obtidos ao longo deste estudo foram ainda compilados todos os registos existentes desde 2007 no âmbito do projecto "Diversidade e abundância de mamíferos na Companhia das Lezírias – Resposta ao multi-uso e às práticas de gestão" (QREN ALENT-04-0331-FEDER-000835) e, mais recentemente, também no do projecto LTER Montado. Foram ainda incluídas as fotos referentes aos 3 indivíduos assilvestrados, capturados em 2008 no decorrer das acções de correcção de densidades de predadores da Zona de Caça Turística nº66-DGRF e submetidos a testes genéticos que comprovaram tratar-se de híbridos.

Numa primeira fase, a fim de minimizar eventuais duplicações de indivíduos, foram comparados todos os registos obtidos em cada local, tendo em atenção o número, forma, dimensão e posição de listras e manchas no tronco e membros, número e forma dos anéis da cauda, bem como a dimensão da sua ponta preta e ainda outros sinais inequívocos como cicatrizes. As observações que, devido ao ângulo ou à qualidade da foto, não permitiram distinguir o indivíduo, foram excluídas das análises subsequentes. Uma vez concluída a identificação individual, foi realizada uma comparação dos registos obtidos nos vários locais, com o objectivo de detectar as capturas de determinados indivíduos em vários locais.

Seguidamente foram separados os indivíduos com padrões claramente domésticos daqueles que apresentavam padrões "tabby" de coloração (Medlej 2012). A caracterização fenotípica dos indivíduos foi efectuada com recurso ao sistema de pontuação da pelagem

proposto por Kitchener e colaboradores (2005). Este sistema de pontuação, descrito para a caracterização e identificação do gato-bravo escocês, utiliza 7 características da pelagem (Seven Pelage Score - 7PS) às quais é atribuída uma pontuação (Fig.3), permitindo a distinção entre indivíduos domésticos e possíveis híbridos (Kilshaw et al. 2010).

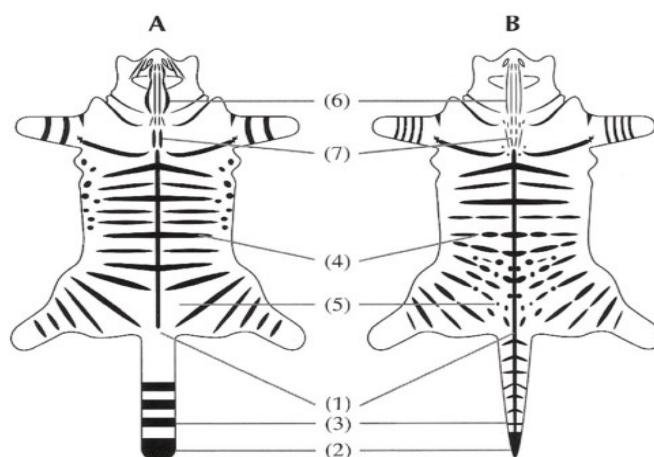


Figura 3 - Comparação entre os sete principais caracteres de pelagem (7PS) que distinguem um gato-bravo (A) de um gato doméstico “tabby” (B) (adaptado de Kitchener et al. 2005)

Uma vez que, ao utilizar-se registos fotográficos, existe uma forte limitação imposta pelo ângulo e qualidade dos mesmos, não foi possível avaliar a totalidade das 7 características para todos os indivíduos. Para obviar a esta limitação, de forma a comparar as pontuações obtidas por indivíduo, em vez da soma das pontuações, como proposto por Kitchener e colaboradores (2005)), foi realizada uma média ponderada das mesmas.

3.2.5. Modelos de ocupação

Com o objectivo de compreender como as características do habitat influenciam a distribuição e ocorrência de gatos na CL, foi utilizado um modelo de ocupação “single-season” (MacKenzie et al. 2002).

Para tal, do período total de amostragem fotográfica, foi seleccionado um período mais curto (1-11-2013 e 6-03-2014) de forma a homogeneizar a amostra, com base no ciclo de vida da espécie. Dentro deste período, foram seleccionadas 9 sessões de 14 dias, o que permitiu gerar um número suficiente de capturas e de ocasiões de amostragem, sem violar o pressuposto de população fechada. Em cada sessão as detecções de gatos foram registadas

para cada local através de um código binário: “0” = não detecção e “1” = pelo menos uma detecção na sessão. A separação entre indivíduos com fenótipo feral e possíveis híbridos, foi feita daqueles apresentavam fenótipo selvagem, com base no sistema de pontuação referido no ponto 3.2.4.

As variáveis para a criação dos modelos de ocupação candidatos, foram recolhidas estabelecendo um *buffer* de 500 metros em torno de cada câmara (Anile et al. 2012; Silva et al. 2013b).

3.2.5.1. Variáveis seleccionadas

As variáveis utilizadas (Tabela 3), foram seleccionadas de entre as consideradas para a elaboração do mapa de adequabilidade permitindo comparar as duas abordagens metodológicas.

Tabela 3 – Descrição das variáveis seleccionadas para explicar a ocupação da CL por gatos.

Categorias	Variáveis	Descrição (ID's respectivos)
Alimento	OC_a	Abundância de coelhos
Habitat	Mat_%	% Matos (4)
	Mont_MD_%	% Montado/Floresta Mista com Matos Densos (5)
	Mont_ME_%	% Montado/Floresta Mista com Matos Esparsos (6)
	Mont_SM_%	% Montado sem Matos e Zonas Abertas (7 e 15)
	Pin_%	% Pinhal (9, 10 e 11)
	Rip_%	% Ripícola (13)
Elementos paisagísticos	IS	Índice de Shannon
	Dec_dp	Desvio padrão do declive
Perturbação	Dist_C/E	Distância a casas e estradas pavimentadas
	P_Past	Pressão de pastoreio

ID's – ID dos usos do solo considerados na Tabela 1.

- Abundância de coelho-bravo

O valor para cada buffer foi calculado através da média ponderada dos IQA's das quadrículas incluídas no mesmo em função da representatividade de cada uma.

- Habitat

As variáveis de habitat seleccionadas como passíveis de influenciar a ocorrência dos gatos, foram calculadas atendendo à percentagem de ocorrência de um ou mais tipo de uso do solo (Tabela 3).

- Índice de Diversidade

Índice de diversidade de *Shannon* calculado para cada *buffer* sendo considerados apenas os tipos de uso do solo passíveis de ser utilizados por gatos, ou seja excluindo as áreas sociais, áreas de inertes, estradas, arrozais e água.

- Declive

O valor atribuído a cada localização corresponde ao desvio padrão do declive no *buffer* (Monterroso et al. 2009).

- Distância às estradas

O valor atribuído a cada *buffer* foi o correspondente à distância do centro deste, à casa ou estrada mais próxima.

- Pastoreio

Calculado para o *buffer* através da média ponderada da pressão de pastoreio nas parcelas incluídas no mesmo em função da representatividade de cada uma.

Todas as variáveis foram calculadas com recurso à ferramenta “LecoS” do *software* QGIS 2.4.0 (QGIS Development Team 2014).

3.2.5.2. Análise estatística

A correlação entre variáveis foi testada utilizando o coeficiente de correlação de Spearman, não se tendo verificado a sua existência em nenhum dos pares de variáveis considerados. Para reduzir a dimensionalidade das variáveis de habitat foi utilizada uma análise de componentes principais (PCA) (Zuur et al. 2007), sendo os resultados obtidos incorporados como indicadores nos procedimentos de modelação. As variáveis, por serem contínuas, foram normalizadas para z-scores.

Para avaliar a probabilidade de ocupação (ψ) para cada localização, foi utilizada uma abordagem em duas etapas. Primeiro, foi modelada a probabilidade de detecção (p) em função das variáveis de habitat e perturbação, mantendo ψ constante, ou seja $\psi(.) p(\text{habitat})$ e $\psi(.) p(\text{perturbação})$. De seguida, utilizou-se o modelo que melhor se ajustava à probabilidade de detecção, para explorar a influência das variáveis na probabilidade de ocupação. Os modelos candidatos, para além de conterem cada variável isolada, combinaram a variável de alimento com cada uma das restantes variáveis (uma por modelo) (Silva et al. 2013b). O modelo mais simples, onde ψ e p são mantidos constantes, foi também adicionado ao conjunto final de modelos candidatos (Sarmiento et al. 2010). Uma vez que a espécie pode ter uma área vital que englobe mais do que uma câmara, não podemos assumir que estamos à procura de uma verdadeira probabilidade de ocupação mas sim uma probabilidade de uso (Silva et al. 2013b).

Em ambas as fases, a classificação dos modelos candidatos foi realizada utilizando o critério de informação de Akaike, corrigido para amostras de pequena dimensão (AICc) (Burnham & Anderson 2002). Neste caso, os modelos com valores de $\Delta\text{AICc} \leq 2$, relativamente ao modelo mais parcimonioso do conjunto (melhor modelo), são considerados como explicativos e as variáveis neles incluídas como boas indicadoras da variável dependente. Para avaliar a importância relativa de cada modelo candidato foi utilizado o peso Akaike (W_i), valor que demonstra em que medida determinado modelo é o mais parcimonioso do conjunto de hipóteses testadas. A menos que o modelo melhor classificado apresente um $W_i > 0,9$, é calculado um modelo médio a partir dos modelos com valores de $\Delta\text{AICc} \leq 2$ (Burnham & Anderson 2002).

Os modelos de ocupação foram construídos com a extensão 'unmarked' (Fiske & Chandler 2011) no programa estatístico R V. 2.15.1 (R Development Core Team 2011).

4. Resultados

4.1. Mapa de adequabilidade

Os mapas criados para cada uma das variáveis consideradas relevantes para a construção do mapa de adequabilidade, encontram-se representados na figura 4.

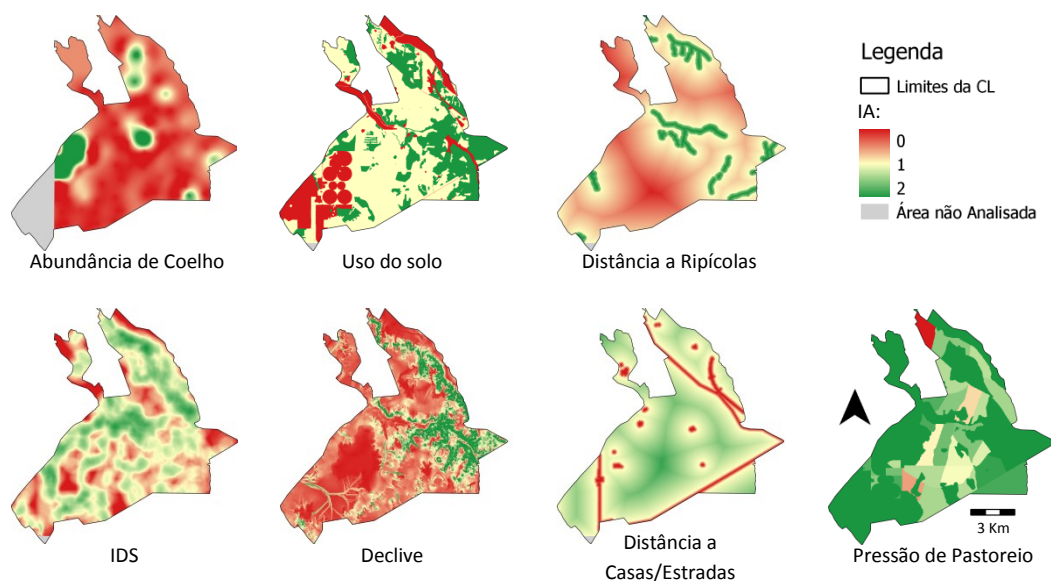


Figura 4 – Representação espacial das variáveis utilizadas para a criação do mapa de adequabilidade segundo o IA.

Em todos os cenários construídos a reduzida adequabilidade da área é notória, sendo a presença de locais com um IA próximo de 2 reduzida (Fig. 5). O cenário que demonstra uma maior extensão de áreas com relativa adequabilidade é o primeiro (igual representatividade de todas as variáveis), sendo também aquele que apresenta uma maior uniformidade na distribuição dos valores de IA (Tabela 4). Por outro lado, o cenário 2 (considerado o mais realista) é o que demonstra uma menor extensão de áreas adequadas para a presença da espécie e é também o que apresenta um valor de IA médio menor. Resultados semelhantes foram obtidos no cenário 3 (incluindo apenas o alimento e o uso do solo), que apresenta um IA médio semelhante; contudo este, a par do cenário 4 (alimento, uso do solo e pastoreio), apresenta valores de IA máximos mais próximos de 2.

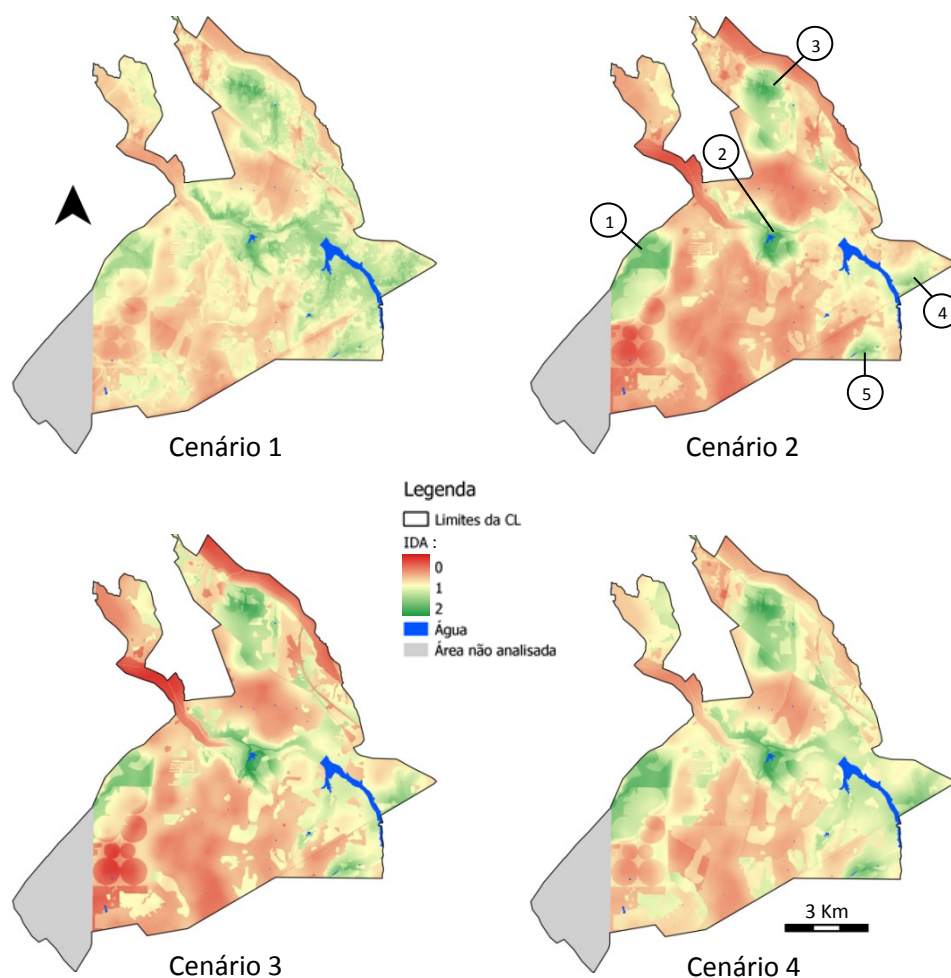


Figura 5 - Mapas de adequabilidade do habitat para os quatro cenários abordados. (Os pontos de 1 a 5 representam as zonas de maior adequabilidade)

Tabela 4 – Amplitude, média e desvio padrão dos valores de adequabilidade de cada cenário.

	Intervalo	Média \pm 2 D.P.	Média	D.P.
Cenário 1	0.41 – 1.80	0.53 – 1.44	1.02	0.23
Cenário 2	0.23 – 1.89	0.24 – 1.37	0.86	0.29
Cenário 3	0.11 – 1.95	0.21 – 1.45	0.88	0.31
Cenário 4	0.35 – 1.95	0.42 – 1.51	1.01	0.27

Com exceção do cenário 1, que apresenta uma maior extensão de área com boa adequabilidade, nos restantes cenários ressalta a existência de cinco zonas de maior adequabilidade (Fig. 5), mas com conectividade reduzida. Esses locais correspondem a áreas com habitat adequado e abundância de alimento, requisitos fundamentais para a espécie.

No caso da área “1”, correspondente à Silha do Matias, é caracterizada por uma elevada abundância de coelho-bravo e, a nível de uso do solo, por matos e montado com matos esparsos ou densos. A área “2”, que corresponde à área envolvente à ribeira de Vale Cobreiro, Monte do Bexiga e barragem do Adique, é caracterizada por uma elevada abundância de coelho-bravo, principalmente no Monte do Bexiga, e por floresta mista com matos densos e vegetação ripícola. Já a área “3”, que integra a zona central de Belmonte e a zona de matos a Este do Pinhal da Experiência, é caracterizada por elevadas abundâncias de coelho-bravo e pela existência de vastas áreas de matos. Quanto às restantes áreas, “4” e “5”, correspondentes à zona Sul da Silha Medrosa e à centro/Sul de Fonte de Lobo respectivamente, são representadas sobretudo por floresta mista, montados com matos densos e por abundâncias relativamente elevadas de coelho-bravo.

Quanto às áreas de menor adequabilidade (entre a zona 2 e a zona 3 e a zona central e SW da companhia), as mesmas são concordantes nos vários cenários e correspondem sobretudo a áreas de reduzida abundância de alimento.

4.2. Avaliação da situação populacional

4.2.1. Armadilhagem fotográfica

Na amostragem fotográfica levada a cabo neste estudo, as máquinas permaneceram ligadas durante 10830 dias de armadilhagem, tendo registado um total de 114 ocorrências independentes de gatos, ou seja uma média de 1.05 capturas por 100 dias de armadilhagem. A presença de gatos foi registada em 30% dos locais, ou seja, em 17 das 56 estações. Nos locais em que a ocorrência foi confirmada, o número de registos variou entre 1 e 33, enquanto o número de indivíduos detectados por local variou entre um e cinco (Fig. 6).

Os locais que registaram uma maior intensidade de uso por parte de gatos, foram a zona compreendida entre o Arneiro das Figueiras e o Arneiro Pereiro (1) (Fig. 6), a zona imediatamente a montante da Barragem de Vale Cobreiro (2), a zona central da Silha Medrosa (3) e toda a zona de Belmonte (4). Por outro lado, toda a zona central e sul da CL (5), bem como a faixa compreendida entre a Ribeira de Vale Cobreiro e Belmonte (6), apresentam uma intensidade de uso praticamente nula.

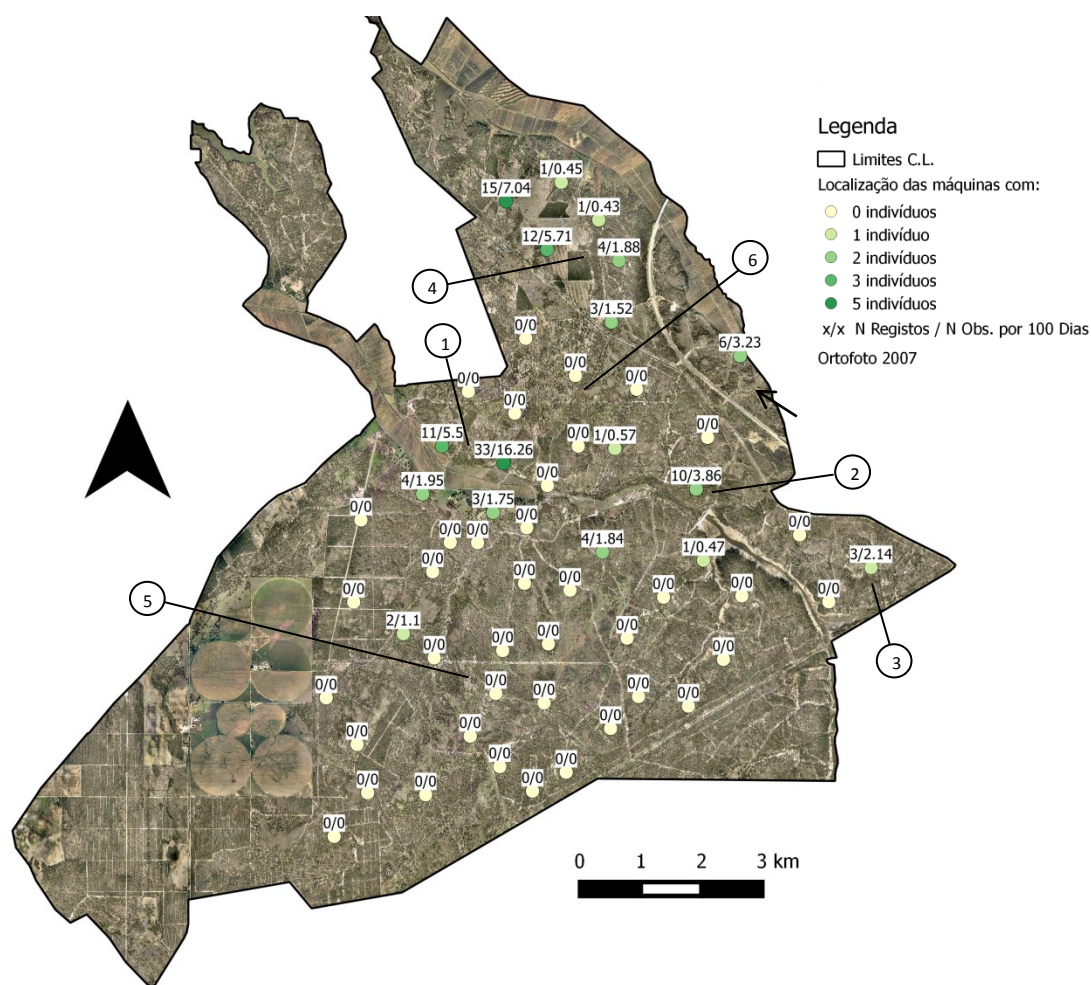


Figura 6 – Localização das estações de armadilhagem fotográfica assinalando o respectivo número de registos de gatos e de indivíduos, e a taxa de registos/100 noites. (A seta preta indica a localização da armadilha onde foi capturado um gato. Os pontos de 1 a 4 representam as zonas com maior intensidade de uso por parte de gatos e os pontos 5 e 6 as zonas com intensidade de uso praticamente nula)

4.2.2. Armadilhagem por caixa

Durante as 3 sessões de armadilhagem realizadas, num total de 569 dias de armadilhagem, o sucesso de captura de carnívoros foi de 6.69 por cada 100 dias de armadilhagem, tendo sido realizadas 38 capturas (Tabela 5), das quais apenas uma foi de gato (Fig. 6), o que representa um sucesso de captura de 0.18 indivíduos por cada 100 dias de armadilhagem. De todas as espécies capturadas esta foi a que apresentou a menor taxa de sucesso de captura (Tabela 5). O gato capturado era um macho adulto da forma doméstica, com pelagem integralmente preta (Anexo III). Quanto às espécies não alvo, foram capturadas,

à excepção da lontra (*Lutra lutra*) e da doninha (*Mustela nivalis*), todas as espécies de carnívoros de que há registo na área de estudo (Tabela 5).

Tabela 5 – Registo de capturas de carnívoros nas três sessões de armadilhagem de caixa e respectivas taxas de captura.

	Espécie	1ª Sessão (215 dias)	2ª Sessão (215 dias)	3ª Sessão (139 dias)	Total (569 dias)	Capturas/ 100 dias
Espécie Alvo	<i>Felis sp.</i>	0	1* ¹	0	1	0.18
	<i>Vulpes vulpes</i>	0	3* ²	0	3	0.53
Espécies não Alvo	<i>Mustela putorius</i>	0	0	2	2	0.35
	<i>Martes foina</i>	0	2	1	3	0.53
	<i>Meles meles</i>	1	1	0	2	0.35
	<i>Genetta genetta</i>	2	0	1	3	0.53
	<i>Herpestes ichneumon</i>	5	12	7	24	4.22
	Total	8	19	11	38	6.69

*¹ Gato todo preto; *² 3 crias

4.2.3. Caracterização fenotípica para detecção de híbridos

Finda a compilação da informação referente a foto-armadilhagem de carnívoros na área de estudo, foram contabilizados 107 pontos de foto-armadilhagem, dos quais em 39 (36.4 %) foi possível obter registos do género *Felis* (Fig. 7).

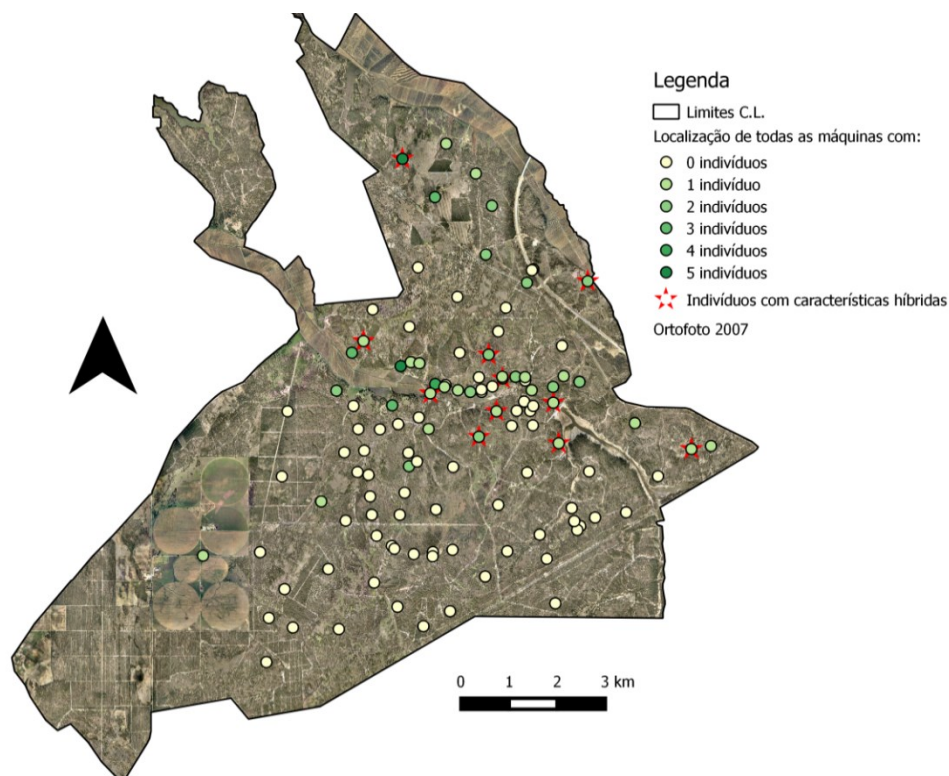


Figura 7 – Mapeamento de todas as localizações onde foi realizada a armadilhagem fotográfica, localização e número de indivíduos registados do género *Felis*.

Durante o período de amostragem considerado obtiveram-se 153 registos fotográficos, sendo que apenas 138 permitiram a identificação individual. A acrescentar a estes foram ainda considerados os três indivíduos capturados nas armadilhas de controlo de predadores (ver Métodos). O indivíduo capturado na sessão de armadilhagem de caixa não foi incluído por se suspeitar que este correspondia a registos numa estação de armadilhagem fotográfica. No total, foram identificados 35 indivíduos com algum grau de certeza. Se a estes adicionarmos 15 registos em que não foi possível confirmar a identificação individual, pode-se considerar que, deste o início do projecto em 2007, foi registada a presença de 35 a 50 indivíduos do género *Felis* na área de estudo (Tabela 6).

Tabela 6 – Padrões de pelagem e número de indivíduos registados.

	Padrão de pelagem	N Indivíduos	N Obs.
Doméstico	Preto	3	17
	Branco	1	5
	“High-grade spotting”	1	1
	“Midium-grade spotting”	1	1
Tabby	“Ticked tabby with residual markings”	1	2
	“Classic”	1	4
	“Tabby”	6	20
	“Broken mackerel”	14	73
	“Mackerel”	7	18
	N mínimo de indivíduos identificados	35	141
	N indivíduos não identificados	15	15
	N máximo de indivíduos	50	156

Dos 35 indivíduos identificados, nenhum correspondia ao morfotipo selvagem puro e apenas 6 apresentavam um fenótipo claramente doméstico (padrões de pelagem pretos, brancos ou com manchas) e por isso não foram considerados para a caracterização fenotípica com o objectivo de detectar eventuais híbridos. Os restantes apresentavam padrões de pelagem “tabby”, mais próximos do fenótipo selvagem, ainda que dois indivíduos se afastavam mais deste fenótipo (“Ticked tabby with residual markings” e “Classic”). Os restantes indivíduos com padrão “tabby” dividiram-se entre os padrões “Broken mackerel” (14 indivíduos) e o “Mackerel” (7 indivíduos), sendo este ultimo o mais próximo do selvagem (Anexo IV). Houve ainda 6 indivíduos em que não foi possível distinguir entre estes dois últimos padrões e que por isso foram apenas classificados com “tabby”.

Os 29 indivíduos com padrões “tabby” foram então descritos com base nas 7 características da pelagem referidas no ponto 3.2.4. Apenas os indivíduos em que foi possível pontuar no mínimo 4 características (n=24) foram classificados no que se refere ao morfotipo.

Doze dos indivíduos classificados obtiveram uma pontuação média inferior a “2”, sendo considerados como provavelmente domésticos (Fig. 8), e os restantes 12, que obtiveram pontuações médias superiores a “2”, como híbridos prováveis, principalmente os que estão mais próximos de “3” (n=8) (Fig. 8). Os três indivíduos capturados e validados geneticamente como híbridos de primeira geração, apresentaram classificações médias de “2”, “2.4” e “2.7”, o que reforça a probabilidade de alguns dos restantes indivíduos com valores superiores a “2” serem efectivamente híbridos.

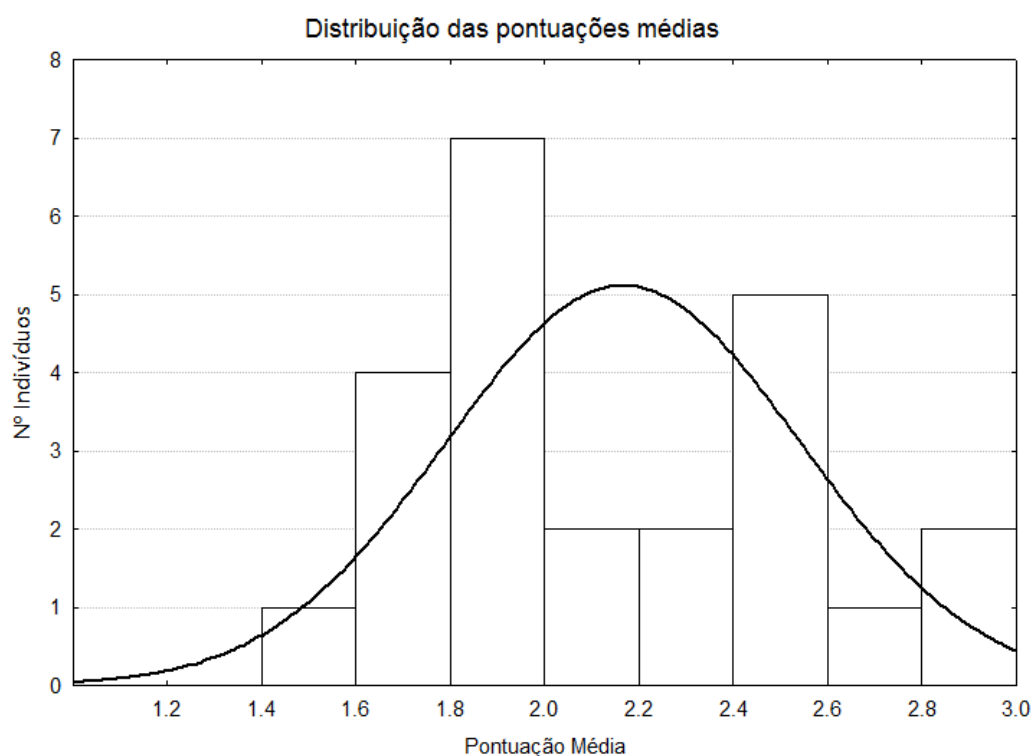


Figura 8 – Pontuações médias fenotípicas obtidas pelos indivíduos do género *Felis* caracterizados segundo os 7PS.

4.2.4. Modelo de ocupação

Durante o período de amostragem considerado para o desenvolvimento do modelo de ocupação, foram registadas 68 detecções de indivíduos do género *Felis*, em 16 das 56 estações de foto-armadilhagem (28,6%). Não tendo sido registado nenhum indivíduo com fenótipo

claramente selvagem, todos os registos foram utilizados para modelar a ocupação de gatos ferais (incluindo possíveis híbridos) no local.

Três dos 5 componentes principais gerados para o habitat (PC1, PC2 e PC3), explicaram 93% da variabilidade existente no uso do solo. A componente PC1 está associado a zonas de matos e montados com matos densos (pontuações negativas) e zonas de montados com matos esparsos (pontuações positivas). O PC2 reflecte o gradiente entre áreas com montados com matos densos ou esparsos (pontuações negativas) e áreas de montados sem matos (pontuações positivas). Quanto à componente PC3, demonstra a relação entre áreas de montado (pontuações negativas) e áreas de matos e de pinhal (pontuações positivas).

Os modelos de detecção revelaram que o pastoreio é o factor com maior influência na detectabilidade de gatos ferais (Tabela 7). O melhor modelo de detecção demonstrou uma relação negativa entre os elevados níveis de pressão de pastoreio e a detectabilidade destes gatos na área de estudo.

Tabela 7 – Hipóteses testadas e estimativas dos parâmetros do modelo médio de adequabilidade. As abreviaturas das variáveis estão disponíveis na Tabela 3. (p— probabilidade de detecção, ψ — probabilidade de ocupação, EP— erro padrão, IC— intervalo de confiança).

Hipóteses	Modelos	AIC	Δ AIC	Peso Akaike (Wi)
Presas + Habitat	$\psi(\text{Rip_}\% + \text{OC_a}) p(\text{P_Past})$	224.92	0.00	0.23
Presas + Habitat	$\psi(\text{PC3} + \text{OC_a}) p(\text{P_Past})$	225.51	0.59	0.17
Presas	$\psi(\text{OC_a}) p(\text{P_Past})$	226.04	1.12	0.13
Presas + Paisagem	$\psi(\text{OC_a} + \text{Dec_dp}) p(\text{P_Past})$	226.38	1.46	0.11
Presas + Paisagem	$\psi(\text{OC_a} + \text{IS}) p(\text{P_Past})$	226.52	1.59	0.10
Modelo global	$\psi(\text{global}) p(\text{P_Past})$	230.62	5.70	0.01
Intercept-only model	$\psi(.) p(\text{P_Past})$	231.00	6.07	0.01
Estimativas dos parâmetros do modelo médio de ocupação				
Parâmetros	Estimativas padronizadas	EP	Maior IC	Menor IC
$\psi(\text{Int})$	-0.39	0.45	0.49	-1.27
$\psi(\text{Rip_}\%)$	1.11	0.65	2.4	-0.17
$\psi(\text{OC_a})$	1.39	0.7	2.76	0.03
$\psi(\text{PC3})$	-0.66	0.44	0.21	-1.53
$\psi(\text{Dec_dp})$	0.47	0.34	1.14	-0.19
$\psi(\text{IS})$	0.67	0.5	1.64	-0.31
$p(\text{Int})$	-1.6	0.29	-1.04	-2.16
$p(\text{P_Past})$	-1.16	0.3	-0.58	-1.74

Quanto à modelação da ocupação, nos modelos mais parcimoniosos foram incluídas as variáveis referentes à abundância de coelho-bravo, à percentagem de ripícolas, ao terceiro componente principal (PC3), ao desvio padrão do declive e ainda ao índice de *Shannon*.

As estimativas dos parâmetros do modelo médio (Tabela 7) mostram que a presença de gatos ferais é explicada principalmente pela abundância de coelho-bravo, o único parâmetro em que o intervalo de confiança não se sobrepõe a zero. Esta variável demonstra uma relação positiva com a ocupação. Quanto aos outros parâmetros, embora as evidências de que os seus efeitos na ocupação da espécie sejam pouco suportadas pelos resultados, algumas tendências emergem. A percentagem de ripícolas, o desvio padrão do declive e o índice de *Shannon* apresentam uma relação tendencialmente positiva com a presença dos gatos ferais. Já em relação ao componente PC3, a sua relação com a presença da espécie na área é tendencialmente negativa. O que nos indica que os locais onde foi registada a presença de gatos são tendencialmente caracterizadas por montados, sobretudo com matos densos e esparsos (valores no PC3 de -0.45 e -0.26 respectivamente em comparação com -0.19 para montados sem matos). Quanto aos locais onde não foi registada a presença, são tendencialmente caracterizadas por zonas de matos e, sobretudo, de pinhal, uma vez que o seu valor é bastante positivo no PC3 (0.83 em comparação com 0.10 dos matos).

O modelo médio de ocupação prevê uma ocupação de 37,4% das estações, um valor 8,9% superior à ocupação *naive*, observada durante o período seleccionado.

4.2.5. Modelo de adequabilidade do habitat Vs. Modelo de ocupação

Ao comparar os resultados obtidos com o modelo de adequabilidade da CL para o gato-bravo, e ocupação provável obtida através do modelo preditivo de ocupação por gatos ferais, denota-se uma elevada concordância dos resultados (Fig. 9).

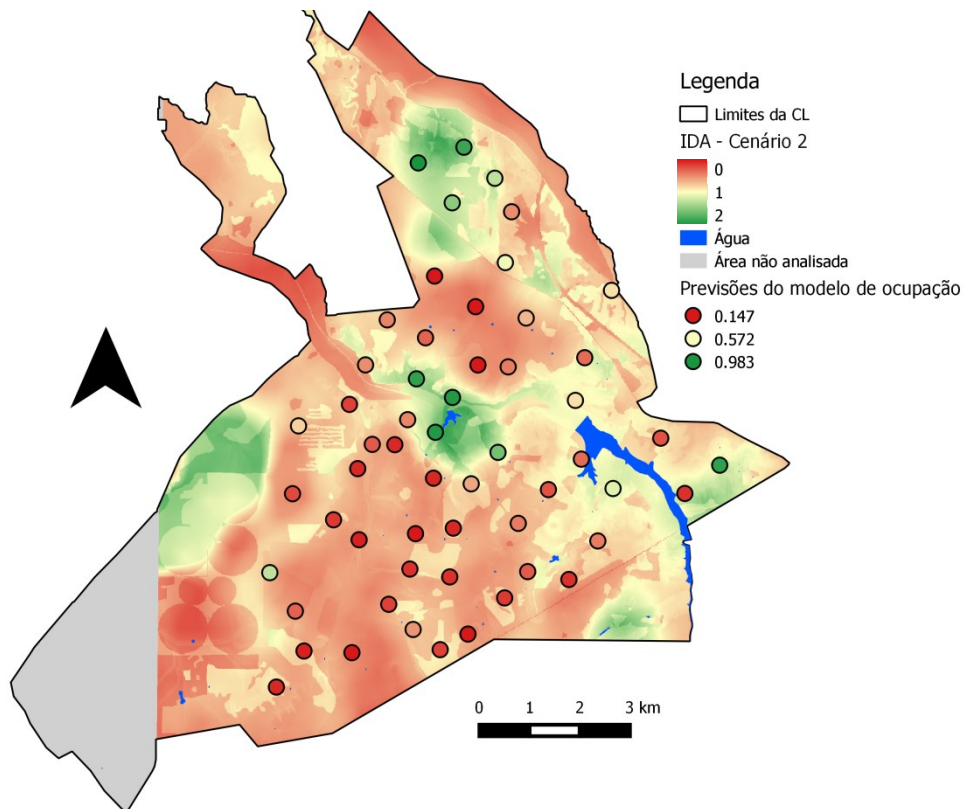


Figura 9 – Comparação dos resultados obtidos com o mapa de adequabilidade e com o modelo de ocupação.

Esta comparação, dá ainda maior ênfase à reduzida conectividade existente entre as melhores áreas para a ocorrência do género *Felis*. Reforça também a importância da área correspondente à zona central de Belmonte e zona de matos a Este do Pinhal da Experiência e ainda da área envolvente à ribeira de Vale Cobrão, Monte do Bexiga e barragem do Adique (ver ponto 4.1), esta última que funciona como um importante corredor ecológico. Estas duas áreas são assim, as que apresentam uma maior probabilidade de estarem actualmente ocupadas por gatos ferais e de virem a ser ocupadas pela forma selvagem. Quanto à área correspondente à Silha do Matias (ver ponto 4.1), embora apresente boa adequabilidade para o gato-bravo, carece de informação em relação à ocupação actual por gatos ferais, já que não foi abrangida pela rede de amostragem fotográfica.

5. Discussão

5.1. Adequabilidade da área para espécie

Tal como esperado, é notória a reduzida adequabilidade da área de estudo para a ocorrência de gato-bravo. Tendo em conta a redução de adequabilidade do cenário 1 para o 2 (Fig. 5), é possível depreender que os factores promotores desta situação são os mais importantes para o gato-bravo, a abundância de coelho-bravo e o uso do solo, já que são estes que sofrem o maior incremento de significância de um cenário para o outro. Posto isto, a diminuída abundância de coelho-bravo registada em alguns locais e a reduzida adequabilidade de alguns tipos de uso do solo, que apresentam grande representatividade na área (*e. g.* montados sem matos ou com matos esparsos), parecem ser os factores limitantes na adequabilidade da CL para o gato-bravo. A reduzida adequabilidade dos usos do solo para o gato-bravo, acabam por afectar também a abundância de presas, como coelhos e pequenos mamíferos, uma vez que aqueles também não são adequados para estas espécies (Calvete et al. 2004; Muñoz et al. 2009).

Por outro lado, a comparação do cenário 3 com o 4, demonstra que a influência do pastoreio acaba por ser reduzida na adequabilidade da área de estudo no contexto actual, o que se deve, sobretudo, ao facto da pressão de pastoreio estar maioritariamente limitada a locais que são já de si de reduzida adequabilidade, como é o caso dos montados sem matos. Contudo, o pastoreio pode assumir uma importância maior se for tido em conta que muitas das áreas de reduzida adequabilidade são resultado de uma pressão de pastoreio acumulada ao longo de vários anos.

Embora existam cinco áreas de elevada adequabilidade (Fig. 5), a sua extensão é reduzida e a sua conectividade é mínima ou mesmo nula.

A área “1” abarca uma área de cerca de 2,5 Km², o que se traduz no máximo em 2 territórios prováveis para gato-bravo, tendo em conta a área vital média (0,98 Km²) registada para a Serra da Malcata (Sarmiento et al. 2006). Quanto à conectividade, esta é muito reduzida em relação às outras áreas, podendo a espécie utilizar o Pinhal da Carrasqueira como corredor para a área “2”. Outra opção é a área adjacente aos limites da CL (a Noroeste), que pode incluir áreas com características de habitat adequadas à ocorrência da espécie, o que, através da análise de fotografias aéreas na plataforma “Google Earth”, parece ocorrer, aparentando a área conter vegetação densa, apropriada à espécie.

No caso da área “2”, que abarca cerca de 3 Km², pode assim albergar no máximo 3 territórios de gato-bravo. No que diz respeito à conectividade com outras áreas, embora esta não seja clara, parece existir uma área potencial de ligação com a zona sul de Belmonte, local que, embora não apresente uma elevada adequabilidade, pode permitir a conexão com a zona central de Belmonte (área “3”). A “sebe viva Norte” (ver ponto 2.1 e Anexo I), pela sua localização, pode também vir a favorecer a conexão destas duas áreas.

Já a área “3”, com cerca de 4,3 Km², é a maior das cinco áreas de elevada adequabilidade, podendo assim suportar até 4 territórios de gato-bravo. Quanto à conectividade com outras áreas foi já referida a possibilidade de ocorrer com a área “2”.

Quanto às restantes áreas, “4” e “5”, ambas com uma área de cerca de 1 Km², podem no máximo albergar 1 território de gato-bravo. Para além das reduzidas dimensões, estas áreas apresentam uma reduzida conectividade com as outras áreas adequadas, sobretudo no caso da “5”. Assim sendo, a conexão com outras áreas poderá ser assegurada através das áreas envolventes à CL, caso estas proporcionem as condições adequadas para tal.

Mesmo com uma adequabilidade global reduzida, a CL mostra potencial para albergar cerca de 11 territórios de gato-bravo (considerando o valor de referência considerado), o que se traduz num cenário favorável tendo em conta a dimensão da área e o grau de intervenção antropogénica.

5.2. Situação populacional actual

Tal como sugeriam os resultados de estudos anteriores (Gonçalves et al. 2011b), não foi detectada a presença do gato-bravo na área de estudo, mas em contrapartida detectou-se uma numerosa população de gatos feraiis. Estes indivíduos demonstraram preferências claras por determinadas áreas, uma vez que a totalidade das ocorrências foi registada em apenas 30% das estações de foto-armadilhagem correspondendo a uma área máxima de 3299,74 ha (polígono convexo mínimo). Foi também detectada uma elevada fidelidade a determinados locais pela maior parte dos indivíduos, tendo sido registados por várias vezes nas mesmas áreas ao longo da campanha.

O mesmo não se verificou na campanha de armadilhagem de caixa. Embora se tenha confirmado a situação de ausência para o gato-bravo, em relação aos gatos feraiis os resultados obtidos com este método não reflectiram a situação populacional verificada com o método anterior. Tal facto pode dever-se à reduzida adequabilidade, para ambas as espécies, da metodologia aplicada, podendo as armadilhas utilizadas ser demasiado pequenas ou o isco

utilizado não ter sido eficaz. Contudo, é de referir o elevado número de indivíduos e de espécies não-alvo capturadas, o que demonstra uma boa adequabilidade do método para os carnívoros em geral. Por outro lado, os resultados obtidos, podem dever-se ao facto de o período em que a campanha foi realizada coincidir com período pós acasalamento, onde as deslocações dos indivíduos são menores (Stahl & Leger 1992; Nowell & Jackson 1996; Daniels et al. 2002).

Quanto aos resultados da caracterização fenotípica, é de salientar que, embora não se tenha registado nenhum indivíduo com o morfotipo selvagem puro, a população feral presente na área de estudo é maioritariamente constituída por indivíduos fenotipicamente próximos da forma selvagem, existindo vários potenciais híbridos.

Embora a reduzida qualidade de algumas fotos e o facto de o sistema de pontuação ser adaptado do gato-bravo escocês imponham alguma incerteza nos resultados obtidos, estes consistem numa boa aproximação á realidade, sendo possível afirmar que o fenómeno de hibridação é recorrente na área de estudo.

O facto de não terem sido capturados indivíduos com fenótipo claramente selvagem leva-nos a supor que a presença de indivíduos híbridos no local é resultado de incursões esporádicas de indivíduos selvagens, que habitam fora dos limites da CL, e que, por se encontrarem em reduzidas densidades, são atraídos para a área pelos gatos ferais, especialmente durante a época de acasalamento (Szemethy 1993). Outra hipótese a ter em conta, já que os indivíduos com características híbridas foram detectados a uma distância média de 1.542m (mínimo 97m e máximo 2.942m) dos limites da propriedade, é a de que estes podem ser dispersantes de áreas circundantes à CL. Estas distâncias estão dentro dos limites habitualmente percorridos pelos juvenis, que ao se tornarem independentes (5 meses), abandonam o território parental e dispersam para novas áreas, por vezes a dezenas de quilómetros (Sunquist & Sunquist 2002).

Durante o período seleccionado, a ocupação da área por parte dos gatos ferais, foi explicada, sobretudo, com base na abundância de coelho-bravo. Este resultado é suportado por vários estudos (Gil-Sánchez 1998; Gil-Sánchez et al. 1999; Malo et al. 2004; Biró et al. 2005; Lozano et al. 2006) que demonstram que esta é a espécie base da alimentação da espécie selvagem, sempre que se encontra presente e em relativa abundância. E tal como noutros locais esta foi uma das variáveis mais explicativas para a ocupação da espécie (Lozano et al. 2003; Monterroso et al. 2009; Lozano 2010; Silva et al. 2013a).

Foi também detectada uma tendência para os gatos ferais ocuparem locais próximos de zonas ripícolas, com declive acentuado e elevada diversidade de habitats. Quanto aos tipos de uso do solo, foram tendencialmente preferidos os montados com matos densos ou

esparços e evitadas as áreas de coníferas. Também estes resultados são apoiados por vários estudos realizados com o gato-bravo (Lozano et al. 2003; Klar et al. 2008; Monterroso et al. 2009; Silva et al. 2013b).

Com base na integração dos resultados obtidos, é assim possível afirmar que a vasta população de gatos ferais presente no local se comporta como a congénere selvagem, ocupando um nicho semelhante na área, embora, aparentemente, com requisitos inferiores em termos espaciais. Esta ilação é apoiada pela elevada concordância dos resultados obtidos com o modelo de ocupação dos gatos ferais e o mapa de adequabilidade do habitat para gato-bravo, que atesta também a fiabilidade dos resultados obtidos em ambas as abordagens.

5.3. Considerações finais

Apesar da CL apresentar uma adequabilidade reduzida em termos globais, apresenta algumas áreas de elevada adequabilidade que, embora se encontrem algo isoladas entre si e sejam de reduzidas dimensões, poderiam sustentar uma pequena população de gato-bravo. Estas áreas são actualmente ocupadas por uma grande população de gatos ferais, que aparentemente inclui vários indivíduos híbridos. Esta população, por ser numerosa, competir pelos mesmos recursos e ter requisitos inferiores em termos espaciais, poderá ser um obstáculo à fixação da espécie selvagem no local, para além de ser uma ameaça significativa à sua integridade genética.

Posto isto, de forma a promover a recolonização da CL por parte do gato-bravo, sugere-se como medida de gestão que seja realizada uma acção de controlo populacional dos gatos ferais existentes na área. Tal acção seria também benéfica para a manutenção da biodiversidade global da CL, tendo em conta os impactos negativos que uma população numerosa desta espécie pode acarretar (Kirkpatrick & Rauzon 1986; Furet 1989).

Outra das prioridades deve ser a promoção da conectividade entre as áreas de maior adequabilidade, de forma a promover o contacto entre núcleos populacionais, e aumentar a área disponível para a ocorrência da espécie. Para tal, iniciativas como a construção de corredores ecológicos, como é o caso da criação das “sebes vivas” e o restauro das linhas de água (Anexo I), são fundamentais.

Uma vez que as áreas de ecótono entre zonas com e sem cobertura de matos, para além de favorecer o coelho-bravo (Calvete et al. 2004), conferem vantagem à estratégia de caça por emboscada do gato-bravo (Ragni 1978), bem como abrigo (Lozano et al. 2003), a existência das mesmas devem ser promovidas e conservadas. Para tal, a nível da gestão das

actividades florestais, deve ser evitado o corte total de matos, optando apenas pela remoção parcial, através do corte da parte aérea, aquando da gestão de combustíveis. Deve-se também continuar a promover a diversidade de usos do solo já existente, resultante da exploração de vários recursos levada a cabo no local. Com o mesmo fim, deve-se reduzir a pressão de pastoreio, garantindo assim a presença de zonas de matos nas parcelas pastoreadas, evitando a ocorrência de vastas áreas sem este tipo de vegetação, tal como ocorre actualmente.

Dada a sua comprovada importância para a espécie (Ragni 1978; Monterroso et al. 2009) e a dificuldade de acesso por parte de maquinaria, devem também ser preservadas as áreas de topografia irregular, de forma a garantir a reduzida perturbação antrópica e a recuperação de vegetação natural.

Com o propósito de diminuir a perturbação para espécie, e assim promover a sua fixação no local, deverá ser evitada a realização de actividades florestais na altura do cio e de amamentação, principalmente nas áreas que apresentem maior adequabilidade para a espécie.

Fundamental para obtenção de informação sobre a distribuição e os padrões de ocupação do espaço das formas selvagem e feral, assim como sobre as suas tendências populacionais e a respectiva resposta a alterações do habitat, deverá ser implementado um programa de monitorização de longo-prazo da espécie (Yoccoz et al. 2001). Este deverá consistir em campanhas de armadilhagem fotográfica regulares nas áreas mais propícias à ocorrência da espécie, que deverão ocorrer durante todo o ano, permitindo identificar padrões de sazonalidade ligados ao uso do habitat. Deverá também ser feito um maior investimento na captura de indivíduos, com o intuito de uma melhor compreensão e acompanhamento da evolução do fenómeno de hibridação no local. Sugere-se ainda o seguimento de alguns indivíduos por telemetria. Neste ultimo caso, os objectivos passariam por perceber quais as reais necessidades em termos espaciais de cada grupo (ferais, híbridos e selvagens) e tentar averiguar qual o local de origem dos gatos-bravos que fazem as incursões na área, ou por outro lado, de onde estão a dispersar os indivíduos híbridos. No seguimento deste ultimo objectivo, sugere-se a prospecção da área envolvente à CL, de forma a identificar áreas propícias à presença da espécie, para onde podem ser direccionados alguns dos esforços de aumento da conectividade, favorecendo a recolonização da CL.

É necessário, contudo, ter em atenção que, uma vez que o método empregue na elaboração do mapa de adequabilidade do habitat foi aplicado tendo por base apenas informação bibliográfica, limitada espacial e temporalmente, os resultados são bastante susceptíveis a enviesamentos e a interpretações erróneas e que as ilações retiradas devem ser entendidas apenas como uma aproximação à realidade que carece de validade. Ademais, é

necessário considerar que as dimensões médias das áreas vitais de uma espécie são bastante variáveis, pois dependem de muitos factores extrínsecos (adequabilidade do habitat) e intrínsecos (densidade populacional) às espécies (Macdonald & Loveridge 2010).

6. Referências bibliográficas

- Andren, H. 1994. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos* **71**:355–366.
- Anile, S., C. Amico, and B. Ragni. 2012. Population density estimation of the European wildcat (*Felis silvestris silvestris*) in Sicily using camera trapping. *Wildlife Biology in Practice* **8**:1–12.
- Anile, S., L. Bizzarri, and B. Ragni. 2009. Camera trapping the European wildcat (*Felis silvestris silvestris*) in Sicily (Southern Italy): preliminary results. *Hystrix Ital. J. Mammal* **20**:55–60.
- Anile, S., B. Ragni, E. Randi, F. Mattucci, and F. Rovero. 2014. Wildcat population density on the Etna volcano, Italy: a comparison of density estimation methods. *Journal of Zoology*.
- Arnold, M. 1996. *Natural Hybridization and Evolution*. Oxford Univ. Press, Oxford, U.K.
- Aronson, J., J. Pereira, and J. Pausas. 2009. *Cork Oak Woodlands on the Edge: Ecology, Adaptive Management, and Restoration*. Island Press, Washington DC.
- Artois, M., M. Duchene, J. Pericard, and V. Xemar. 2002. Le chat domestique errant ou haret. Pages 1–50 *Encyclopédie des carnivores de France*, 18th edition. SFEPM, Paris.
- Atkinson, I. 1996. Introductions of Wildlife as a Cause of Species Extinctions. *Wildlife Biology* **2**:135–141.
- Beaumont, M., E. M. Barratt, D. Gottelli, a C. Kitchener, M. J. Daniels, J. K. Pritchard, and M. W. Bruford. 2001. Genetic diversity and introgression in the Scottish wildcat. *Molecular ecology* **10**:319–336.
- Benton, T., J. Vickery, and J. Wilson. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* **18**:182–188.
- Biró, Z., J. Lanszki, L. Szemethy, M. Heltai, and E. Randi. 2005. Feeding habits of feral domestic cats (*Felis catus*), wild cats (*Felis silvestris*) and their hybrids: trophic niche overlap among cat groups in Hungary. *Journal of Zoology* **266**:187–196.
- Biró, Z., L. Szemethy, and M. Heltai. 2004. Home range sizes of wildcats (*Felis silvestris*) and feral domestic cats (*Felis silvestris f. catus*) in a hilly region of Hungary. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde* **69**:302–310.
- Blondel, J., and J. Aronson. 1999. *Biology and Wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford University Press, Oxford.
- Burnham, K., and D. Anderson. 2002. *Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach*. Springer, New York.
- Cabezas-díaz, S., J. Lozano, and E. Virgós. 2009. The declines of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) and the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) in Spain: redirecting conservation efforts.

- Pages 283–310 in J. Aronoff, editor. Handbook of Nature Conservation: Global, Environmental and Economic Issues. Nova Science Publishers Inc, NY.
- Calvete, C., R. Estrada, E. Angulo, and S. Cabezas-Ruiz. 2004. Habitat factors related to wild rabbit conservation in an agricultural landscape. *Landscape Ecology* **19**:533–544.
- Companhia das Lezírias. 2014a. Apresentação da empresa. Available from http://www.cl.pt/htmls/pt/empresa_apresenta.shtml (accessed June 21, 2014).
- Companhia das Lezírias. 2014b. Espécies ameaçadas e habitats prioritários existentes na UGF. Available from http://www.cl.pt/htmls/pt/gestao_florestal_sustentavel.shtml (accessed July 11, 2014).
- Corbett, L. 1979. Feeding ecology and social organization of wildcats (*Felis silvestris*) and domestic cats (*Felis catus*) in Scotland. Ph.D. thesis, Aberdeen University.
- Council Of Europe. 1993. Seminar on the biology and conservation of the wildcat (*Felis silvestris*). Council of Europe Press, Strasbourg, France.
- Daniels, M. J., and L. Corbett. 2003. Redefining introgressed protected mammals: when is a wildcat a wild cat and a dingo a wild dog? *Wildlife Research* **30**:213–218.
- Daniels, M., T. Wright, K. Bland, and A. Kitchener. 2002. Seasonality and reproduction in wild-living cats in Scotland. *Acta Theriologica* **47**:73–84.
- Delibes, M., A. Rodríguez, and P. Ferreras. 2000. Action Plan for the Conservation of the Iberian Lynx in Europe (*Lynx Pardinus*). Council of Europe, Strasbourg.
- Directiva 92/43/CEE Do Conselho. 1992. Habitat naturais/fauna e flora selvagens. Page JO L 206 de 22.7.1992.
- Dötterer, M., and F. Bernhart. 1996. The occurrence of wildcats in the southern Swiss Jura Mountains. *Acta Theriologica* **41**:205–209.
- Easterbee, N., L. Hepburn, and D. Jefferies. 1991. Survey of the status and distribution of the wildcat in Scotland, 1983-1987. Nature Conservancy Council for Scotland, Edinburgh, Scotland.
- Eckert, I., F. Suchentrunk, G. Markov, and G. B. Hartl. 2010. Genetic diversity and integrity of German wildcat (*Felis silvestris*) populations as revealed by microsatellites, allozymes, and mitochondrial DNA sequences. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde* **75**:160–174.
- Eichholzer, A. 2010. The Applicability of Pictures Taken by Camera-traps for Monitoring the European Wildcat *Felis Silvestris Silvestris* in the Jura Mountains of Switzerland. Master Thesis, University of Zürich.
- ESRI. 2011. Desktop Help 10.0 - Weighted Overlay (Spatial Analyst). Available from http://help.arcgis.com/en/arcgisdesktop/10.0/help/index.html#/Weighted_Overlay/009z000000rq000000/ (accessed July 10, 2014).

- ESRI. 2013. ArcGIS Desktop: Release 10.2. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA, USA.
- Fernández, N., M. Delibes, and F. Palomares. 2006. Landscape evaluation in conservation: molecular sampling and habitat modeling for the Iberian lynx. *Ecological applications* **16**:1037–49.
- Ferreira, J. 2010. Integrating anthropic factors into wildcat *Felis silvestris* conservation in Southern Iberia landscapes. Tese de doutoramento, Universidade de Lisboa.
- Ferreira, M., and F. Aguiar. 2006. Riparian and aquatic vegetation in Mediterranean-type streams (western Iberia). *Limnetica* **25**:411–424.
- Fiske, I., and R. Chandler. 2011. Unmarked: an R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software* **43**:1–23.
- Forest Stewardship Council. 1996. FSC principles and criteria for forest stewardship. Available from <http://pt.fsc.org/principios-e-critrios-fsc.188.htm> (accessed July 11, 2014).
- Furet, L. 1989. Régime alimentaire et distribution du chat Haret (*Felis catus*) sur l'île d'Amsterdam. *Revue d'écologie (Terre et Vie)* **44**:33–45.
- Germain, E., S. Benhamou, and M.-L. Poulle. 2008. Spatio-temporal sharing between the European wildcat, the domestic cat and their hybrids. *Journal of Zoology* **276**:195–203.
- Gil-Sánchez, J. 1998. Dieta comparada del gato montés (*Felis silvestris*) y la jineta (*Genetta genetta*) en una área de simpatria de las Sierras Subbéticas (SE España). *Miscel·lània Zoològica* **2**:57–64.
- Gil-Sánchez, J., G. Valenzuela, and J. Sánchez. 1999. Iberian wild cat *Felis silvestris tartessia* predation on rabbit *Oryctolagus cuniculus*: functional response and age selection. *Acta Theriologica* **44**:326–31.
- Gonçalves, P., S. Alcobia, and M. Santos-Reis. 2011a. Diversidade e abundância de mamíferos na Companhia das Lezírias Resposta ao multi-uso e às práticas de gestão - Relatório de Progresso de 2011. Lisboa.
- Gonçalves, P., S. Alcobia, L. Simões, and M. Santos-Reis. 2011b. Effects of management options on mammal richness in a Mediterranean agro-silvo-pastoral system. *Agroforestry Systems* **85**:383–395.
- Hertwig, S., M. Schweizer, S. Stepanow, A. Jungnickel, U. Böhle, and M. Fischer. 2009. Regionally high rates of hybridization and introgression in German wildcat populations (*Felis silvestris*, Carnivora, Felidae). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* **47**:283–297.
- Hubbard, A., S. McOris, T. Jones, R. Boid, R. Scott, and N. Easterbee. 1992. Is survival of European wildcats *Felis silvestris* in Britain threatened by interbreeding with domestic cats? *Biological Conservation* **61**:203–208.

- Inchausti, P., and V. Bretagnolle. 2005. Predicting short-term extinction risk for the declining Little Bustard *Tetrax tetrax* in intensive agricultural habitats. *Biological Conservation* **122**:375–384.
- IUCN. 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Available from www.iucnredlist.org. (accessed June 20, 2014).
- Jackson, N., and L. Fahrig. 2011. Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation* **144**:3143–3148.
- Jenness, J., B. Brost, and P. Beier. 2013. Land Facet Corridor Designer: Extension for ArcGIS. Jenness Enterprises. Available from http://www.jennessent.com/arcgis/land_facets.htm (accessed September 3, 2014).
- Johnson, C., D. Seip, and M. Boyce. 2004. A quantitative approach to conservation planning: using resource selection functions to map the distribution of mountain caribou at multiple spatial scales. *Journal of Applied Ecology* **41**:238–251.
- Kilshaw, K., A. Drake, D. Macdonald, and A. Kitchener. 2010. The Scottish wildcat: a comparison of genetic and pelage characteristics. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No.356.
- Kilshaw, K., and D. Macdonald. 2011. The use of camera trapping as a method to survey for the Scottish wildcat. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 479.
- Kirkpatrick, R., and M. Rauzon. 1986. Foods of feral cats *Felis catus* on Jarvis and Howland islands, Central Pacific Ocean. *Biotropica* **18**:72–75.
- Kitchener, A., N. Yamaguchi, J. Ward, and D. Macdonald. 2005. A diagnosis for the Scottish wildcat (*Felis silvestris*): a tool for conservation action for a critically-endangered felid. *Animal Conservation* **8**:223–237.
- Klar, N., N. Fernández, S. Kramer-Schadt, M. Herrmann, M. Trinzen, I. Büttner, and C. Niemitz. 2008. Habitat selection models for European wildcat conservation. *Biological Conservation* **141**:308–319.
- Klar, N., M. Herrmann, M. Henning-Hahn, B. Pott-Dörfer, H. Hofer, and S. Kramer-Schadt. 2012. Between ecological theory and planning practice: (Re-) Connecting forest patches for the wildcat in Lower Saxony, Germany. *Landscape and Urban Planning* **105**:376–384.
- Klar, N., M. Herrmann, and S. Kramer-Schadt. 2009. Effects and Mitigation of Road Impacts on Individual Movement Behavior of Wildcats. *Journal of Wildlife Management* **73**:631–638.
- Kramer-Schadt, S., E. Revilla, and T. Wiegand. 2005. Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with a future or misunderstood wildlife conservation? *Biological Conservation* **125**:169–182.
- Lecis, R., M. Pierpaoli, Z. S. Birò, L. Szemethy, B. Ragni, F. Vercillo, and E. Randi. 2006. Bayesian analyses of admixture in wild and domestic cats (*Felis silvestris*) using linked microsatellite loci. *Molecular ecology* **15**:119–31.

- Lozano, J. 2009. Gato montés—*Felis silvestris*. Versión 3-02-2009. in L. Carrascal and A. Salvador, editors. Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Lozano, J. 2010. Habitat use by European wildcats (*Felis silvestris*) in central Spain: what is the relative importance of forest variables? *Animal Biodiversity and Conservation* **33**:143–150.
- Lozano, J., and A. F. Malo. 2012. Conservation of European Wildcat (*Felis Silvestris*) in Mediterranean Environments: A Reassessment of Current Threats. Pages 1–31 in G. S. Williams, editor. *Handbook of Nature Conservation: Global, Environmental and Economic Issues*. Nova Science Publishers, Inc.
- Lozano, J., M. Moleon, and E. Virgos. 2006. Biogeographical patterns in the diet of the wildcat, *Felis silvestris* Schreber, in Eurasia: factors affecting the trophic diversity. *Journal of Biogeography* **33**:1076–1085.
- Lozano, J., E. Virgós, S. Cabezas-Díaz, and J. G. Mangas. 2007. Increase of large game species in Mediterranean areas: Is the European wildcat (*Felis silvestris*) facing a new threat? *Biological Conservation* **138**:321–329.
- Lozano, J., E. Virgós, and A. F. Malo. 2003. Importance of scrub–pastureland mosaics for wild-living cats occurrence in a Mediterranean area: implications for the conservation of the wildcat (*Felis silvestris*). *Biodiversity and Conservation* **12**:921–935.
- Macdonald, D. 2009. *The Princeton encyclopedia of mammals*. Princeton University Press, Princeton N.J.
- Macdonald, D., and A. Loveridge. 2010. *Biology and Conservation of Wild Felids*. Oxford Biology, Oxford.
- MacDonald, D., and M. Thom. 2001. Alien carnivores: unwelcome experiments in ecological theory. Pages 93–122 in J. L. Gittleman, S. M. Funk, and D. W. MacDonald, editors. *Carnivore conservation*. Cambridge University Press & The Zoological Society of London, Cambridge.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. Andrew Royle, and C. A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* **83**:2248–2255.
- Malo, A., J. Lozano, D. Huertas, and E. Virgós. 2004. A change of diet from rodents to rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). Is the wildcat (*Felis silvestris*) a specialist predator? *Journal of Zoology* **263**:401–407.
- Mangas, J., J. Lozano, S. Cabezas-Díaz, and E. Virgós. 2007. The priority value of scrubland habitats for carnivore conservation in Mediterranean ecosystems. *Biodiversity and Conservation* **17**:43–51.
- Matos, H., M. Santos, F. Palomares, and M. Santos-Reis. 2009. Does riparian habitat condition influence mammalian carnivore abundance in Mediterranean ecosystems? *Biodiversity and Conservation* **18**:373–386.

- McOrist, S., R. Boid, T. W. Jones, N. Easterbee, L. Hubbard, and O. Jarrett. 1991. Some viral and protozoal diseases in the European wildcat (*Felis silvestris*). *Journal of wildlife diseases* **27**:693–6.
- Medlej, J. 2012. Guide to Cat Colors and Patterns. Available from <http://majnouna.deviantart.com/art/Guide-to-Cat-Colors-Patterns-91579716> (accessed September 3, 2014).
- Mitchell-Jones, A., P. Reijnders, B. Krystufek, W. Bogdanowicz, and G. Amori. 1999. The Atlas of European Mammals. Page 484. Academic Press; 1 edition, London.
- Monterroso, P., P. Alves, and P. Ferreras. 2011. Evaluation of attractants for non-invasive studies of Iberian carnivore communities. *Wildlife Research* **38**:446–54.
- Monterroso, P., J. Brito, P. Ferreras, and P. Alves. 2009. Spatial ecology of the European wildcat in a Mediterranean ecosystem: dealing with small radio-tracking datasets in species conservation. *Journal of Zoology* **279**:27–35.
- Monterroso, P., P. Moreira, A. M. Serronha, and P. C. Alves. 2010. Distribuição e densidade relativa das populações de Coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) na herdade da Companhia das Lezírias. Relatório de progresso de 2009.
- Muñoz, A., R. Bonal, and M. Díaz. 2009. Ungulates, rodents, shrubs: interactions in a diverse Mediterranean ecosystem. *Basic and Applied Ecology* **10**:151–160.
- Naves, J., T. Wiegand, E. Revilla, and M. Delibes. 2003. Endangered Species Constrained by Natural and Human Factors: the Case of Brown Bears in Northern Spain. *Conservation Biology* **17**:1276–1289.
- Nowell, K., and P. Jackson. 1996. Wild cats. Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN, Gland, Switzerland.:110–113. IUCN.
- O’Brien, J., S. Devillard, L. Say, H. Vanthomme, F. Léger, S. Ruetten, and D. Pontier. 2009. Preserving genetic integrity in a hybridising world: are European Wildcats (*Felis silvestris silvestris*) in eastern France distinct from sympatric feral domestic cats? *Biodiversity and Conservation* **18**:2351–2360.
- O’Connell, A., J. Nichols, and K. Karanth. 2008. Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses. Page 280 Springer. New York.
- Oliveira, R., R. Godinho, E. Randi, and P. C. Alves. 2008a. Hybridization versus conservation: are domestic cats threatening the genetic integrity of wildcats (*Felis silvestris silvestris*) in Iberian Peninsula? *Philosophical transactions of the Royal Society of London. B* **363**:2953–61.
- Oliveira, R., R. Godinho, E. Randi, N. Ferrand, and P. C. Alves. 2008b. Molecular analysis of hybridisation between wild and domestic cats (*Felis silvestris*) in Portugal: implications for conservation. *Conservation Genetics* **9**:1–11.

- Oliver, M., and R. Webster. 1990. Kriging: a method of interpolation for geographical information systems. *International journal of geographical information systems* **4**:313–332.
- Palomo, L., J. Gisbert, and J. Blanco. 2007. *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. SECEM, SECEMU, Madrid, Spain: Dirección General de Conservación de la Naturaleza.
- Paracchini, M., J. Petersen, Y. Hoogeveen, C. Bamps, I. Burfield, and C. Van Swaay. 2008. High Nature Value Farmland in Europe - An Estimate of the Distribution Patterns on the Basis of Land Cover and Biodiversity Data. Pages 1–102. Joint Research Centre–Institute for Environment and Sustainability.
- Parent, G. 1975. La migration récente, à caractère invasionnel, du chat sauvage, *Felis silvestris silvestris* Schreber, en Lorraine Belge. *Mammalia* **39**:251–288.
- Parmesan, C. 2006. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **37**:637–669.
- Pearce, J., K. Cherry, D. M., F. S., and G. Whish. 2001. Incorporating expert opinion and fine-scale vegetation mapping into statistical models of faunal distribution. *Journal of Applied Ecology* **38**:412–424.
- Peterson, J., and J. Dunham. 2003. Combining Inferences from Models of Capture Efficiency, Detectability, and Suitable Habitat to Classify Landscapes for Conservation of Threatened Bull Trout. *Conservation Biology* **17**:1070–1077.
- Pierpaoli, M., Z. Biro, M. Herrmann, K. Hupe, M. Fernandes, B. Ragni, L. Szemethy, and E. Randi. 2003. Genetic distinction of wildcat (*Felis silvestris*) populations in Europe, and hybridization with domestic cats in Hungary. *Molecular Ecology* **12**:2585–2598.
- Piñeiro, A., and I. Barja. 2012. The plant physical features selected by wildcats as signal posts: an economic approach to fecal marking. **99**:801–9.
- Piñeiro, A., I. Barja, G. Silván, and J. C. Illera. 2012. Effects of tourist pressure and reproduction on physiological stress response in wildcats: management implications for species conservation. *Wildlife Research* **39**:532–539.
- Pinto, B., and M. Fernandes. 2001. Abordagem preliminar à distribuição do gato-bravo em Portugal. Relatório não publicado. Instituto da Conservação da Natureza.
- Pinto-Correia, T., and J. Mascarenhas. 1999. Contribution to the extensification/intensification debate: new trends in the Portuguese montado. *Landscape and Urban Planning* **46**:125–131.
- Potočnik, H., F. Kljun, J. Račnik, T. Skrbinšek, M. Adamič, and I. Kos. 2002. Experience obtained from box trapping and handling wildcats in Slovenia. *Acta Theriologica* **47**:211–219.
- Prugh, L., K. Hodges, A. Sinclair, and J. Brashares. 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **105**:20770–5.

- QGIS Development Team. 2014. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.
- Queiroz, A. I. et al. 2006. *Felis silvestris*. Pages 525–526 in M. J. Cabral, J. Almeida, P. R. Almeida, T. Dellinger, N. F. de Almeida, M. E. Oliveira, J. M. Palmeirim, A. I. Queiroz, L. Rogado, and M. Santos-Reis, editors. Livro vermelho dos vertebrados de Portugal, 2^a edition. Instituto da Conservação da Natureza/Assírio and Alvim, Lisboa.
- R Development Core Team. 2011. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Ragni, B. 1978. Observations on the ecology and behavior of the wild cat (*Felis silvestris* Schreber, 1777) in Italy. *Carniv. Genet. Newsl.* **3**:270–274.
- Rosalino, L. M., and M. Santos-Reis. 2009. Fruit consumption by carnivores in Mediterranean Europe. *Mammal Review* **39**:67–78.
- Santos-Reis, M. et al. 2003. Projectos de Monitorização de Mamíferos. Monitorização de Carnívoros. Relatório Final. 2^a Fase de Monitorização. (Programa de Minimização para o Património Natural). Page 207. Centro de Biologia Ambiental (FCUL) e Centro de Estudos da Avifauna Ibérica (CEAI).
- Sarmiento, P. 1996. Feeding ecology of the European wildcat *Felis silvestris* in Portugal. *Acta Theriologica* **41**:409–414.
- Sarmiento, P. B., J. Cruz, C. Eira, and C. Fonseca. 2010. Modeling the occupancy of sympatric carnivorans in a Mediterranean ecosystem. *European Journal of Wildlife Research* **57**:119–131.
- Sarmiento, P., J. Cruz, C. Eira, and C. Fonseca. 2009. Spatial colonization by feral domestic cats *Felis catus* of former wildcat *Felis silvestris silvestris* home ranges. *Acta Theriologica* **54**:31–38.
- Sarmiento, P., J. Cruz, P. Tarroso, and C. Fonseca. 2006. Space and Habitat Selection by Female European Wild Cats (*Felis silvestris silvestris*). *Wildlife Biology in Practice* **2**:79–89.
- Sawyer, H., R. Nielson, F. Lindzey, and L. McDonald. 2006. Winter Habitat Selection of Mule Deer Before and During Development of a Natural Gas Field. *Journal of Wildlife Management* **70**:396–403.
- Schnurr, J., R. Ostfeld, and C. Canham. 2002. Direct and indirect effects of mast on rodent populations and tree seed survival. *Oikos* **96**:402–410.
- Shepherd, B., and J. Whittington. 2006. Response of wolves to corridor restoration and human use management. *Ecology and Society* **11**.
- Silva, A., K. Kilshaw, P. J. Johnson, D. Macdonald, and L. Rosalino. 2013a. Wildcat occurrence in Scotland: food really matters. *Diversity and Distributions* **19**:232–243.

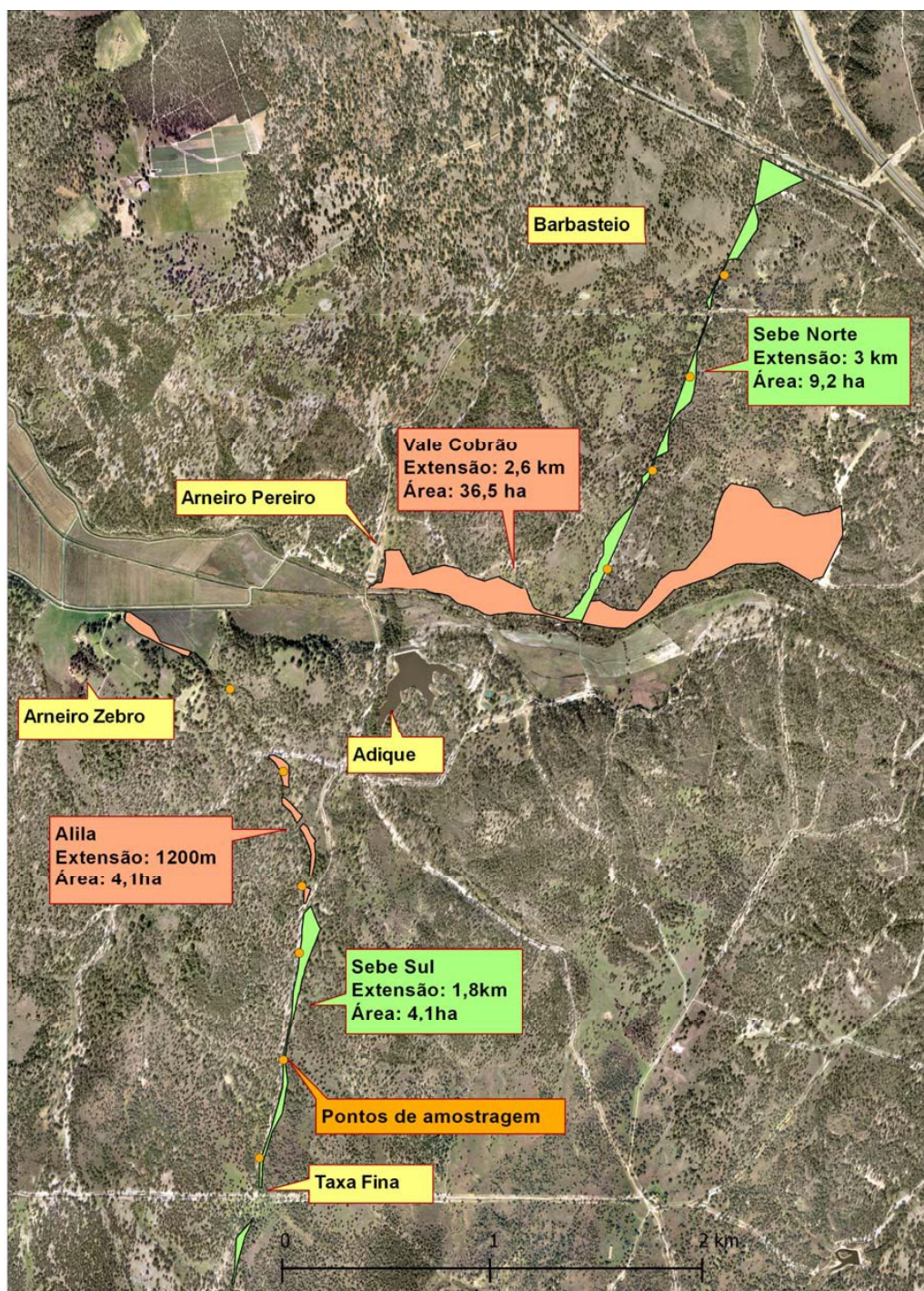
- Silva, A., L. Rosalino, P. Johnson, D. Macdonald, N. Anderson, and K. Kilshaw. 2013b. Local-level determinants of wildcat occupancy in Northeast Scotland. *European Journal of Wildlife Research* **59**:449–453.
- Stahl, P., and M. Artois. 1991. Status and conservation of the wildcat in Europe and around the Mediterranean rim. Council of Europe, Strasbourg.
- Stahl, P., and M. Artois. 1994. Status and Conservation of the Wildcat (*Felis silvestris*) in Europe and Around the Mediterranean Rim. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats Standing Committee. Pages 1–76. Council of Europe Nature and Environment Series, 69.
- Stahl, P., and F. Leger. 1992. Le chat sauvage d'Europe (*Felis silvestris* Schreber, 1777). Pages 1–50 in M. Artois and H. Maurin, editors. *Encyclopédie des carnivores de France*, 17th edition. Societe Française pour l'Etude et la Protection des Mammiferes, Bohallard, Puceul, France.
- Stefano, A., A. Carmelo, and M. Vittoria. 2012. A non-invasive monitoring on European wildcat (*Felis silvestris silvestris* Schreber, 1777) in Sicily using hair trapping and camera trapping: does scented lure work? *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* **23**:44–49.
- Sunquist, M., and F. Sunquist. 2002. *Wild Cats of the World*. Page 452. University of Chicago Press, USA.
- Szemethy, L. 1993. The actual status of wildcat (*Felis silvestris*) in Hungary. Page 52 *Proceedings seminar on the biology and conservation of the wildcat (Felis silvestris)*, Nancy, France, 23–25 September 1992. Council of Europe, Strasbourg.
- Theuerkauf, J., R. Gula, B. Pirga, H. Tsunoda, J. Eggermann, B. Brzezowska, S. Rouys, and S. Radler. 2007. Human impact on wolf activity in the Bieszczady Mountains, SE Poland. *Ann. Zool. Fennici* **44**:225–231.
- Thomas, C. et al. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* **427**:145–8.
- Tilman, D. 1999. Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **96**:5995–6000.
- Tilman, D., K. Cassman, P. Matson, R. Naylor, and S. Polasky. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* **418**:671–7.
- Treves, A., and K. Karanth. 2003. Human-Carnivore Conflict and Perspectives on Carnivore Management Worldwide. *Conservation Biology* **17**:1491–1499.
- Virgós, E., J. Tellería, and T. Santos. 2002. A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain. *Biodiversity & Conservation* **11**:1063–1079.
- Yoccoz, N., J. Nichols, and T. Boulinier. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution* **16**:446–453.

Zielinski, W., T. Kucera, and R. Barrett. 1995. Current distribution of the fisher, *Martes pennanti*, in California. *California Fish and Game* **81**:104–112.

Zuur, A., E. Ieno, and G. Smith. 2007. *Analysing ecological data*. Springer, New York.

ANEXOS

ANEXO I: Representação global do corredor de conectividade implementado na Charneca do Infantado



Adaptado de: Gonçalves, P., S. Alcobia, and M. Santos-Reis. 2011. Diversidade e abundância de mamíferos na Companhia das Lezírias Resposta ao multi-uso e às práticas de gestão - Relatório de Progresso de 2011. Lisboa.

ANEXO II: Protocolo para armadilhagem de gatos na Companhia das Lezírias

Material:

- Agulhas 25G (laranja) e 23G (azul)
- Algodão; gaze e adesivo
- Alicate
- Anestésico (Ketamine e Medetomidine)
- Anti sedativo (Antisedan)
- Armadilhas
- Balança/Pesola
- Betadine e álcool
- Envelopes
- Estetoscópio
- Fita métrica
- Folha de registo
- Frontal
- GPS
- Iscos (areia de gato usada; extracto de valeriana)
- Jaula de contenção
- Licença de captura emitida pelo ICNF
- Luvas de jardinagem
- Luvas de látex
- Máquina fotográfica
- Pinças
- Seringas de insulina (1mL e 2mL, gradação de 0,01mL)
- Soro fisiológico para olhos e mucosa oral
- Termómetro
- Toalha/manta grande e escura
- Tubos de amostra (parasitas)
- Tubos de amostra EDTA (sangue completo)
- Veículo todo-o-terreno

Procedimento:

1. Escolha do local

- a. Escolher previamente as zonas de interesse (com recurso a software de GIS).
- b. Ir ao local e procurar trilhos ou pequenos caminhos, bem como indícios de presença da espécie alvo.
- c. Escolher local para colocar a armadilha (zonas do trilho onde os animais são forçados a passar ou caso contrário, a fazer grandes desvios).

2. Montagem da armadilha

- a. Aplanar o local onde a armadilha vai ser colocada (de forma a esta ficar perfeitamente equilibrada).
- b. Colocar a armadilha no local.
- c. Cobrir o fundo da armadilha com caruma (absorve pouca água)
- d. Colocar o isco.
- e. Colocar ramos secos sobre a armadilha (de forma a dar um aspecto mais natural).
- f. Verificar se o mecanismo da armadilha está a funcionar correctamente
- g. Armar a armadilha.
- h. Marcar a localização no GPS.

3. Manutenção

- a. Verificar a armadilha todos os dias (de madrugada)
- b. Verificar o isco.

4. Em caso de captura

- a. Cobrir a armadilha com toalha/manta escura de forma manter o animal calmo.
- b. Transferir o animal para uma caixa de contenção.
- c. Contactar o veterinário.
 - i. Verificar o estado de saúde do animal.
 - ii. Imobilização química do animal (descrição pormenorizada abaixo)
- d. Monitorização e colheita de amostras (descrição pormenorizada abaixo):
 - i. Pesagem
 - ii. Sexagem
 - iii. Recolha de parasitas (conservar em tubos com vegetação e buracos para circulação de ar)
 - iv. Recolha da amostra biológica (punção venosa na jugular)
 - v. Biometrias
 - vi. Caracterização da pelagem
 - vii. Registo fotográfico
 1. Face (*rinarium*)
 2. Orelhas frente e trás (*pinnae*)
 3. Parte de baixo do pescoço (*gularis*)
 4. Parte de cima do pescoço (*occipitalis-cervicallis*)

5. Escapular (*scapularis*)
 6. Dorso (*dorsalis*)
 7. Lateral (*lateralis*)
 8. Cauda (*caudalis*)
 9. Almofadas das patas
- viii. Colocação do chip de identificação
- e. Recuperação e libertação do animal

Imobilização Química:

Uma vez contido o animal, o Médico Veterinário deverá observar e avaliar a possibilidade de anestésias (preferencialmente na zona da coxa). A anestesia deverá ser administrada com as dosagens descritas abaixo.

Deverão ser preparadas duas seringas de iguais dosagens com o valor mínimo proposto para a imobilização (0.04 mL Domitor + 0.02 mL Imalgene /kg do peso estimado do animal). No entanto, numa primeira fase, apenas a dose mínima deverá ser administrada. O Médico Veterinário deverá então ir monitorizando a indução e avaliando a necessidade de administrar mais alguma anestesia (e que quantidade) já preparada na segunda seringa. Para este procedimento deverão ser utilizadas seringas de insulina (1mL, gradação de 0.01mL) e agulhas 25 G (laranja).

Durante todo este procedimento o barulho deverá ser o mais reduzido possível e durante a fase de indução toda a equipa se deverá afastar da caixa de contenção sendo apenas o Médico Veterinário a ir regularmente vigiar o estado do animal.

Dosagens de anestesia para imobilização química dos indivíduos capturados:

Mínimo: 0.04 mL Domitor + 0.02 mL Imalgene 1000 por cada kg do peso estimado do animal

Máximo: 0.08 mL Domitor + 0.04 mL Imalgene 1000 por cada kg do peso estimado do animal

Exemplo: Animal com 3Kg

Dose mínima:

$0,04 \times 3 = 0,12$ ml **Dormitor** - aplicação subcutânea

$0,02 \times 3 = 0,06$ ml **Ketamina** (Imalgene 1000) – aplicação intramuscular

0,06 ml (metade da dose do Dormitor) **Antisedan** - aplicação intramuscular

Monitorização da anestesia e colheita de amostras:

Toda esta fase deverá ser conduzida à sombra, com cuidados para manter o animal sempre com a temperatura corporal constante. A cabeça do animal deverá estar coberta com uma toalha em todos os momentos e as suas mucosas e globos oculares irrigados com soro fisiológico.

Durante toda a manipulação do animal anestesiado deverão ser monitorizados o ritmo cardíaco, ritmo respiratório e temperatura em intervalos regulares de 5 minutos.

A primeira avaliação que deve ser efectuada é sobre o estado físico e fisiológico do animal. Nesta fase o Médico Veterinário deverá fazer um “Check-up” geral ao animal em causa para verificar feridas externas e outro tipo de lesões ou sintomas de outro tipo de doenças ou mal-formações. Todas as situações que possam prejudicar a sanidade geral do animal deverão ser corrigidas na medida do possível.

No tempo decorrente entre a monitorização dos sinais vitais do animal deverão ser retiradas as biometrias e fotografias.

Deverá igualmente ser retirada uma amostra de sangue completo (2 mL) para um tubo com EDTA (conservar no frigorífico temperatura de aproximadamente 4°C). Carraças e outros parasitas encontrados também devem ser retirados e conservados para posterior identificação e análise.

Assim que se comecem a sentir sinais de recobro por parte do animal (quando começar a lambear o nariz ou a querer movimentar-se) deverão ser suspensos todos os procedimentos e o animal deve ser transferido para uma jaula coberta onde fará o recobro distante de perturbações. O recobro deverá ser monitorizado pelo Médico Veterinário.

Caso se conclua o manuseamento antes do animal mostrar sinais evidentes de recuperação do estado de anestesia, poderá administrar-se Antisedan® para induzir o recobro.

Quando o animal estiver completamente recuperado da anestesia deverá ser aberta a porta da jaula de recobro para que este fuja. Todos os animais devem ser libertados na mesma zona de captura.

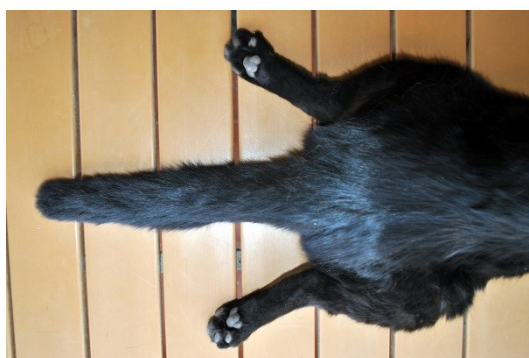
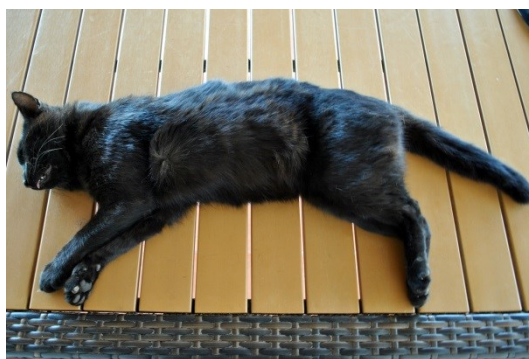
Referências Bibliográficas:

- Barea-Azcón, J., E. Virgós, E. Ballesteros-Duperón, M. Moleón, and M. Chiroso. 2006. Surveying carnivores at large spatial scales: a comparison of four broad-applied methods. *Biodiversity and Conservation* 16:1213–1230.
- Biró, Z., L. Szemethy, and M. Heltai. 2004. Home range sizes of wildcats (*Felis silvestris*) and feral domestic cats (*Felis silvestris f. catus*) in a hilly region of Hungary. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde* 69:302–310.

- Bizzarri, L., M. Lacrimini, and B. Ragni. 2010. Live capture and handling of the European wildcat in central Italy. *Hystrix It. J. Mamm* 21:73–82.
- Dötterer, M., and F. Bernhart. 1996. The occurrence of wildcats in the southern Swiss Jura Mountains. *Acta Theriologica* 41:205–209.
- Fernandes, M. 1991. Alguns aspectos da ecologia e sistemática do gato-bravo (*Felis silvestris* Schreber, 1777). Relatório de estágio para obtenção de licenciatura, Universidade de Lisboa.
- Ferreira, J. 2010. Integrating anthropic factors into wildcat *Felis silvestris* conservation in Southern Iberia landscapes. Tese de doutoramento, Universidade de Lisboa.
- Monterroso, P., J. Brito, P. Ferreras, and P. Alves. 2009. Spatial ecology of the European wildcat in a Mediterranean ecosystem: dealing with small radio-tracking datasets in species conservation. *Journal of Zoology* 279:27–35.
- Potočnik, H., F. Kljun, J. Račnik, T. Skrbinšek, M. Adamič, and I. Kos. 2002. Experience obtained from box trapping and handling wildcats in Slovenia. *Acta Theriologica* 47:211–219.
- Račnik, J., T. Skrbinšek, N. Tozon, A. Nemec, H. Potočnik, F. Kljun, I. Kos, and A. Bidovec. 2004. Blood and urine values of free-living European wildcats in Slovenia. *European Journal of Wildlife Research* 50:44–47.
- Sarmiento, P., J. Cruz, P. Tarroso, and C. Fonseca. 2006. Space and Habitat Selection by Female European Wild Cats (*Felis silvestris silvestris*). *Wildlife Biology in Practice* 2:79–89.

ANEXO III: Registo de captura

Identificação		Localização		Características do Indivíduo		Biometrias (cm)		Colheitas (X)	
Espécie	F.S.	Data	17-04-2014	Sexo	M	C_c/cauda	81	Parasitas	X
ID	01	Hora	12:03	Idade	A (3/4 anos)	C_s/cauda	55	Sangue	X
Isco	Areia + Valeriana	Coord. (X)	29S 0519541	Peso	3,79 Kg	P_pescoço	22	Pêlo	X
Anestesia		Coord. (Y)	4301848	Pelagem	Preto	Alt_garrote	36	Fotos	X
Dormitor	0,3 ml	Observações: - Chip nº 0006E3ACF2 - Libertado no local de captura após recuperação total da anestesia							
Ketamina	0,15 ml								
T_anest.	31 min								
Antisedan	0,15 ml								
T_recup.	4 min								

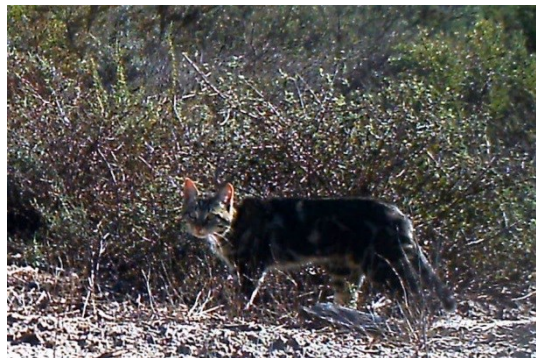




ANEXO IV: Exemplos dos vários padrões “tabby” registados



“Ticked tabby with residual markings”



“Classic tabby”



“Broken mackerel tabby”



“Mackerel tabby”
